



Máster Internacional en
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE
(6ª edición: 2015-2017)

TESIS

presentada y públicamente defendida
para la obtención del título de

MASTER OF SCIENCE

Aplicación del modelo AIM a algunos stocks explotados por la flota de arrastre del Mediterráneo español

REHAB FAROUK ABDELFAHATTAH SOLIMAN
Junio 2017

| | | |
|--|--|---|
|  Universitat d'Alacant Universidad de Alicante |  GOBIERNO DE ESPAÑA MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE |  CIHEAM Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza |
| MASTER EN GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE (6ª edición: 2015-2017) | | |

Aplicación del modelo AIM a algunos stocks explotados por la flota de arrastre del Mediterráneo español

Rehab Farouk Abdelfattah Soliman

**TESIS PRESENTADA Y PUBLICAMENTE
 DEFENDIDA PARA LA OBTENCION
 DEL TITULO DE
 MASTER OF SCIENCE EN
 GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE**

Alicante
 a 20 de Junio de 2017

Aplicación del modelo AIM a algunos stocks explotados por la flota de arrastre del Mediterráneo español

Rehab Farouk Abdelfattah Soliman

Trabajo realizado en el Centro Oceanográfico de Murcia del Instituto Español de Oceanografía, España, bajo la dirección de D. Antonio Esteban Acón

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Vº Bº Director

Autor

Fdo: D. Antonio Esteban

Fdo: Dª Rehab Farouk Abdel Fattah

San Pedro del Pinatar, a 1 de Junio 2017

Aplicación del modelo AIM a algunos stocks explotados por la flota de arrastre del Mediterráneo español

Rehab Farouk Abdelfattah Soliman

Trabajo realizado en Centro Oceanográfico de Murcia del Instituto Español de Oceanografía de España, bajo la dirección de D. Antonio Esteban Acón.

Presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Esta Tesis fue defendida el día 20 de Junio de 2017 ante un Tribunal Formado por

- Alfonso Ramos (UA), Presedente
- Jose M^a bellido (IEO, CO Murcia), Vocal
- Aitor Forcada (UA), Secretario
- Bernardo Basurco, Representante CIHEAM

AGRADECIMIENTO

En primer lugar mi más sincero agradecimiento a mi tutor, Dr. Antonio Esteban Acón, por su gran ayuda, apoyo, motivación, disponibilidad y paciencia constante.

A Dr. Paul Rago, de la NOAA Fisheries, quién me Enseñó aplicar y entender el AIM. Ha sido un privilegio haber contacto con él.

Un sincero agradecimiento para el Dr. José Luís Sánchez Lizaso, director del Máster en Gestión Pesquera Sostenible, por su gran esfuerzo a la hora de organizar el Máster y su apoyo, comprensión y motivación durante estos dos años.

También quiero agradecer al Dr. Bernardo Basurco, Coordinador del Master, por toda la ayuda proporcionado a lo largo de este Master.

Me gustaría agradecer también a mi jefa D^a. Sahar Mehanna, por su apoyo incondicional durante todo el tiempo que ha durado la realización de este trabajo.

A mis compañeros en el centro oceanográfico de Murcia, especialmente a Javier Delgado por su ayuda por obtener y organizar los datos.

También quisiera dar mi gratitud a todas aquellas personas responsables del Máster: la Universidad de Alicante, el Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ), del Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos del Mediterráneo (CIHEAM), todos los profesores que han participado en el Máster y la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM), del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

A mis padres Farouk y Awali, y a todos mis hermanos por apoyarme en todo momento, por respetar mis decisiones, por empujarme a seguir y creer en mí de forma incondicional.

Porque todos vuestros esfuerzos me han permitido llegar hasta a aquí.

Resumen

Los modelos tradicionales generalmente necesitan datos intensivos y tener un requisito mínimo en términos de datos de series temporales de la pesquería y de muchas características biológicas de las poblaciones. Para el estudio actual solo se dispone de datos de capturas comerciales e índices de abundancia de las campañas de pesca, por tanto debíamos buscar un método, que según dichos datos, pueden evaluar unas especies que son las más capturados y que tienen valores económicos altos, pero no tienen suficientes datos (parámetros biológicos, edades, etc) para evaluarlas con los métodos tradicionales. El método elegido es el programa AIM. Con dicho método según unas entradas (datos de capturas e índices de abundancia), el programa genera unas salidas que contienen las mortalidades por pesca relativas ($relF$ s) y las tasas de reposición para cada año. El programa también da el valor de $relF_{threshold}$, que es el valor que tiene una tasa de reemplazo de 1.0, es el punto estable que se refiere a la tasa de mortalidad por pesca cuando está en equilibrio con el reclutamiento y el crecimiento. Generalmente, esa tasa de reemplazo excederá 1.0 cuando F relativa es demasiado alta, y será inferior a 1.0 cuando F es demasiado baja. El estado del stock muestra que en la mayoría de las especies seleccionadas, en los últimos años $relF$ va bajando por tanto la tasa de reemplazo va subiendo, excepto para la Pota, la Merluza, la Gamba blanca, el Salmonete de roca, el capellán y el Pulpo blanco, que se ve que al final del periodo del estudio la $relF$ es mayor de $relF_{threshold}$. Las pruebas de aleatorización sugieren que muchas de las relaciones entre la tasa de reemplazo y $relF$ no son estadísticamente significativas, con excepción del Salmonete de fango y el Salmonete de roca, que dichas relaciones si son significativas. Por lo tanto teníamos que comparar nuestros resultados con resultados de métodos tradiciones de evaluación, a ver si el modelo funciona bien. Al final los resultados son parecidos, por tanto se puede utilizar AIM como método alternativo para evaluar el estado de un stock cuando son pocos los datos disponibles.

Palabras claves: GSA6, pesquería de arrastre, especies objetivo, evaluación pesquera, datos pobres, AIM, SYSTAT y tasa de reemplazo.

Abstract

Traditional models require intensive data and need a minimum requirement in terms of time series of the fishery and many stock characteristics. In the current study we only have a commercial catch data and indices of abundance of the fishing surveys, so we had to look for a method that according to these data we can evaluate some species that are of high economic value and more captured but, do not have enough data to be assessed using traditional methods. The method chosen is AIM. With this method according to the inputs (catch data and abundance indices), the program generates the outputs containing the relative fishing mortality (relFs) and the replacement rates for each year. The program also gives the value of $\text{relF}_{\text{threshold}}$, which is the value that has a replacement ratio of 1.0 that is the stable point, which refers to the fishing mortality rate when it is in balance with recruitment and growth. Normally, replacement ratio exceeds 1.0 when relF is too high, and is less than 1.0 when relF is too low. The state of the stock, it is seen that in most of the selected species, in recent years relF is decreasing therefore, the replacement ratio is increasing, except for Broadtail shortfin squid, Hake, White Prawn, Red Mullet, poor cod and White octopus, which shows that at the end of the study period, the relF is greater than $\text{relF}_{\text{threshold}}$. Randomization tests suggest that many of the relationships between replacement ratio and relF are not statistically significant, with the exception of the Red Striped Mullet and the Red Mullet, that such relationships are significant. Therefore we had to compare our results with results of traditional evaluation methods, to see if the model works well. Finally, the results are similar, so AIM can be used as an alternative method to evaluate the state of a stock when few data are available.

Key words: GSA 6, bottom trawl, target species, stock assesment, data poor limited, AIM, SYSTAT, replacement ratio.

Índice

| | |
|---|-----------|
| 1: Introducción..... | 1 |
| 1.1. Introducción y justificación..... | 1 |
| 1.2. Antecedentes del área del estudio..... | 5 |
| 1.3. Objetivos del trabajo..... | 11 |
| 2: Material y Métodos..... | 13 |
| 2.1. El área del estudio..... | 13 |
| 2.2. Descripción de la flota, las capturas y el esfuerzo de la pesca del arrastre en la GSA 6 durante (2006-2015)..... | 14 |
| 2.3. Descripción de los Metiers..... | 15 |
| 2.4. Selección de especies..... | 15 |
| 2.5. Metodología de las evaluaciones..... | 17 |
| 3: Resultados..... | 25 |
| 3.1. Evolución del esfuerzo pesquero (número de barcos, las características de la flota y días de pesca)..... | 25 |
| 3.2. Evolución de desembarcos, valor económico y CPUE..... | 29 |
| 3.2.1. Evolución de las capturas y valor económico..... | 29 |
| 3.2.2. Evolución de CPUE..... | 44 |
| 3.3. Evaluación del stock utilizando programa AIM..... | 51 |
| 3.3.1. <i>Merluccius merluccius</i> | 51 |
| 3.3.2. <i>Mullus barbatus</i> | 53 |
| 3.3.3. <i>Mullus surmuletus</i> | 55 |
| 3.3.4. <i>Lophius budegassa</i> | 57 |
| 3.3.5. <i>Micromesistius poutassou</i> | 59 |
| 3.3.6. <i>Trisopterus minutus</i> | 61 |
| 3.3.7. <i>Phycis blennoides</i> | 63 |
| 3.3.8. <i>Aristeus antennatus</i> | 65 |
| 3.3.9. <i>Nephrops norvegicus</i> | 67 |
| 3.3.10. <i>Parapenaeus longirostris</i> | 69 |
| 3.3.11. <i>Squilla mantis</i> | 71 |
| 3.3.12. <i>Illex coindetii</i> | 73 |
| 3.3.13. <i>Sepia officinalis</i> | 75 |
| 3.3.14. <i>Eledone cirrhosa</i> | 77 |
| 3.3.15. <i>Octopus vulgaris</i> | 79 |
| 4: Discusión..... | 83 |
| 5: Conclusiones..... | 87 |
| Bibliografía..... | 89 |

Índice de Abreviaturas

AIM: An Index Method

CGPM: Comisión General de Pesca del Mediterráneo

CIESM: Consejo Internacional para la Exploración del Mar

CPUE: Captura Per Unidad de Esfuerzo

CV: Caballos de Vapor

DB-SRA: Depletion Based Stock Reduction Analysis

DCAC: Depletion Corrected Average Catch

Dynamic SPR: Reserve Based Spawning Potential Ratio

FLEP: Fractional change in Lifetime Egg Production

GSA_s: Sub áreas geográficas

GT: Arqueo en tonelaje

HCR: Harvest Control Rules

IA: Análisis Integrado

IEO: Instituto Español Oceanográfico

K/M²: Kilo Metro cuadrado

m: metros

MAPAMA: Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

MEDITS: Campaña internacional de arrastre de fondo en el Mediterráneo

MP: Enfoque procedimiento de gestión

MSE: Estrategia de evaluación y gestión integrada

MSY: Rendimiento máximo sostenible

N: Numero

PSA: Productivity and Susceptibility analysis

relF: Mortalidad por pesca relativa

SCAA: Modelos estadísticos de captura por edad

SGP: Secretaria General de Pesca

SIRENO: Sistema Informático Integrado del IEO

SISAM: Iniciativa estratégica sobre métodos de evaluación de stock

STECF: Comité científico técnico y económico para las pesquerías

T: Toneladas

TRB: Tonelaje de Registro Bruto

VPA: Análisis de Población Virtual

XSA: Xtended Standard Analysis

Y/R: Rendimiento por Recluta

Índice de tablas

| | |
|--|-----------|
| Tabla (1). Calcular la CPUE para la gamba roja de la GSA6 del Mediterráneo Español de 2006 a 2015..... | 15 |
| Tabla (2). Metiers en el Mediterráneo Español..... | 15 |
| Tabla (3). Selección de las especies del estudio tomando como referencia el año 2015 ordenados por su volumen de captura..... | 16 |
| Tabla (4). El valor promedio de arrastreros para cada puerto del área GSA6 del Mediterráneo Español y los valores medios de potencia, TRB y eslora (entre perpendiculares) entre 2006 y 2015..... | 27 |
| Tabla (5). Proyecciones del AIM para las especies del estudio a 3 años (2016, 2017, 2018)..... | 82 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura (1). Categorías de análisis de pesquerías pobres en datos (Honey et al., 2010)..... | 4 |
| Figura (2). Áreas geográficas (G.S.A.) en el Mediterráneo. El Área de estudio (GSA6) de este trabajo se indica en amarillo..... | 6 |
| Figura (3). Los puertos del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 13 |
| Figura (4). Selección de las especies del estudio tomando como referencia el año 2015 ordenados por su volumen de captura..... | 16 |
| Figura (5). Programa AIM..... | 17 |
| Figura (6). Un ejemplo de los ficheros de datos de entrada del AIM para <i>Aristeus antennatus</i> | 18 |
| Figura (7). Un ejemplo de los ficheros de salida del AIM para <i>Aristeus antennatus</i> | 18 |
| Figura (8). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Nephrops norvegicus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español (lowess smooth tensión 0.3)..... | 24 |
| Figura (9). Evolución del esfuerzo pesquero (el número de arrastreros, la potencia media, el TRB medio, la eslora media y el número de mareas) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 26 |
| Figura (10). Evolución de la flota del arrastre del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 28 |
| Figura (11). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Merluccius merluccius</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 29 |
| Figura (12). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Mullus barbatus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 30 |
| Figura (13). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Mullus surmuletus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 31 |
| Figura (14). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Lophius budegassa</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 32 |

| | |
|--|-----------|
| Figura (15). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Micromesistius poutassou</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 33 |
| Figura (16). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Trisopterus minutus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 34 |
| Figura (17). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Phycis blennoides</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 35 |
| Figura (18). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Aristeus antennatus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 36 |
| Figura (19). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Nephrops norvegicus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 37 |
| Figura (20). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Parapenaeus longirostris</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 38 |
| Figura (21). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Squilla mantis</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 39 |
| Figura (22). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Illex coindetii</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 40 |
| Figura (23). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Sepia officinalis</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 41 |
| Figura (24). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Eledone cirrhosa</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 42 |
| Figura (25). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de <i>Octopus vulgaris</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 43 |
| Figura (26). Variación de la CPUE para todas las especies seleccionadas del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 44 |
| Figura (27). Diagrama muestra la variación de la CPUE para todas las especies seleccionadas del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 44 |

| | |
|--|-----------|
| Figura (28). Variación de la CPUE de <i>Merluccius merluccius</i> (A), de <i>Mullus barbatus</i> (B) y de <i>Mullus surmuletus</i> (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 46 |
| Figura (29). Variación de la CPUE de <i>Lophius budegassa</i> (A), de <i>Micromesistius poutassou</i> (B) y de <i>Trisopterus minutus</i> (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 47 |
| Figura (30). Variación de la CPUE de <i>Phycis blennoides</i> (A), de <i>Aristeus antennatus</i> (B) y de <i>Nephrops norvegicus</i> (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 48 |
| Figura (31). Variación de la CPUE de <i>Parapenaeus longirostris</i> (A), de <i>Squilla mantis</i> (B) y de <i>Illex coindetii</i> (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 49 |
| Figura (32). Variación de la CPUE de <i>Sepia officinalis</i> (A), de <i>Eledone cirrhosa</i> (B) y de <i>Octopus vulgaris</i> (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 50 |
| Figura (33). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Merluccius merluccius</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 52 |
| Figura (34). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para <i>Merluccius merluccius</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 53 |
| Figura (35). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Mullus barbatus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 54 |
| Figura (36). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para <i>Mullus barbatus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 55 |
| Figura (37). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Mullus surmuletus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 56 |
| Figura (38). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para <i>Mullus surmuletus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 57 |
| Figura (39). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Lophius budegassa</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 58 |
| Figura (40). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para <i>Lophius budegassa</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 59 |

| | |
|--|-----------|
| Figura (41). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Micromesisteus poutassou</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 60 |
| Figura (42). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Micromesisteus poutassou</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 61 |
| Figura (43). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Trisopterus minutus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 62 |
| Figura (44). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Trisopterus minutus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 63 |
| Figura (45). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Phycis blennoides</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 64 |
| Figura (46). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Phycis blennoides</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 65 |
| Figura (47). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Aristeus antennatus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 66 |
| Figura (48). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Aristeus antennatus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 67 |
| Figura (49). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Nephrops norvegicus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 68 |
| Figura (50). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Nephrops norvegicus</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 69 |
| Figura (51). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Parapenaeus longirostris</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 70 |
| Figura (52). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Parapenaeus longirostris</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 71 |
| Figura (53). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Squilla mantis</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 72 |
| Figura (54). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Squilla mantis</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 73 |

| | |
|---|-----------|
| Figura (55). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Illex coindetti</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 74 |
| Figura (56). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Illex coindetti</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 75 |
| Figura (57). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Sepia officinalis</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 76 |
| Figura (58). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Sepia officinalis</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 77 |
| Figura (59). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Eledone cirrhosa</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 78 |
| Figura (60). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Eledone cirrhosa</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 79 |
| Figura (61). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para <i>Octopus vulgaris</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015..... | 80 |
| Figura (62). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para <i>Octopus vulgaris</i> del área GSA6 del Mediterráneo Español..... | 81 |

1. Introducción y Objetivos

1.1. Introducción y justificación

La acción del ser humano y el consumo desmedido están generando pérdidas de los hábitats, cambios ambientales y están agotando los recursos naturales. Para la explotación de las poblaciones de manera sostenible y para la protección de las especies y los hábitats de especial interés conservacionista, la humanidad puede equilibrar las formas en que interactúa con los sistemas ecológicos que apoyan directamente e indirectamente las sociedades humanas. El principal reto de preservar el medio ambiente es determinar la abundancia de especies, identificar poblaciones en riesgo y detectar tendencias a la baja (Chrysafi and Kuparinen, 2015).

La dinámica poblacional fue desarrollada en primer lugar por Lotka (1907) y posteriormente, ampliada y desarrollada por otros autores (Lewis, 1942; Leslie, 1945, 1948). Este primer trabajo consideró el establecimiento de la base para los métodos sofisticados aplicados para comprender los mecanismos subyacentes de las fluctuaciones de las poblaciones y la capacidad de predecir y proyectar los futuros desarrollos de la población (Haddon, 2012; Newman et al., 2015).

Muchos de los recursos marinos más valiosos de todo el mundo se gestionan utilizando técnicas científicas cuantitativas sobre la base del asesoramiento generado. Estos enfoques cuantitativos constituyen la base de las recomendaciones científicas que tienen por objeto garantizar que la explotación de las poblaciones de peces se desarrolle de forma sostenible. El método tradicional y ampliamente utilizado para la disposición de ese asesoramiento científico es la evaluación de poblaciones, en la que los modelos estadísticos y matemáticos que describen la dinámica de la pesquería y los recursos se ajustan a los datos de las pesquerías para estimar la abundancia actual y el rendimiento sostenible (Geromont y Butterworth, 2014).

Las evaluaciones de las poblaciones producen puntos de referencia, es decir, objetivos y límites en la biomasa y mortalidad por pesca, que pueden utilizarse como indicadores para definir el estado del stock (García, 1995). Por lo tanto, debe llevarse a cabo para establecer límites de captura y determinar las acciones de gestión adecuadas. También pueden predecir la forma en que el recurso responde a escenarios de gestión alternativa (Hilborn y Walters, 1992; Quinn y Deriso, 1999).

A través de los años, los científicos han desarrollado varios métodos de evaluación de poblaciones. La gestión de las poblaciones que tienen datos intensivos suele basarse en evaluaciones complejas (modelos tradicionales), que generalmente incorporan varias fuentes de datos y también necesitan tener un requisito mínimo en términos de datos de series temporales de la pesquería y de muchas características de las poblaciones para proporcionar estimaciones de la situación de las poblaciones, puntos de referencia y rendimientos sostenibles (Restrepo et al., 1998; Kelly y Codling, 2006). Las necesidades de estos datos hacen que las evaluaciones de las poblaciones puedan llegar a ser caras y por lo tanto podría no ser una opción económicamente viable para todas las especies explotadas o para la supervisión de los grandes ecosistemas (Rochet y Trenkel, 2003; Trenkel y Rochet, 2003; Caddy, 2004; Petitgas et al., 2009).

Para identificar los mejores métodos sobre los que basar el asesoramiento de gestión, el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIESM) acaba de lanzar la Iniciativa Estratégica sobre Métodos de Evaluación de Stock (SISAM) para ayudar a los científicos a seleccionar el modelo más adecuado teniendo en cuenta la disponibilidad de datos (Geromont y Butterworth, 2015). Esa clasificación derivó en ocho categorías de modelos, que son modelos basados en las capturas, modelos de series históricas de datos, modelos dinámicos de biomasa, modelos de diferencia de retardo (delay difference models), modelos basados en edades, análisis de población virtual, capturas por edades y modelos integrados de análisis (basados en longitudes o edades). Esta clasificación tiene por objeto guiar a los científicos pesqueros en la selección de los métodos más apropiados de evaluación de las poblaciones de acuerdo con las cantidades o tipos de datos y conocimientos utilizados (CIESM, 2012).

Según SISAM (2012) los tipos de datos que normalmente se requieren para evaluar el estado de un stock son;

- **Datos de captura, esfuerzo y abundancia**

Las capturas anuales totales son datos muy importantes utilizados por la mayoría de los métodos de evaluación de las poblaciones. Los índices de abundancia de la población son uno de los principales indicadores de la situación de una pesquería.

- **Datos de composición por clases de tallas**

La composición de captura da la abundancia relativa de diferentes clases de edad o cohortes dentro de una población. Determinar la edad se lleva a cabo para obtener una clave de talla/edad que estima la proporción de cada grupo de edad en cada clase de talla cada año. Estos datos se incorporan en los modelos basados en talla/edad para proporcionar estimaciones de las tasas de mortalidad por pesca, selectividad y los parámetros de relación stock-reclutamiento etc. Entre los métodos que incorporan datos de composición de edad y / o talla se incluyen el Análisis de Población Virtual (VPA), modelos estadísticos de captura por edad (SCAA) y Análisis Integrado (IA).

- **Datos biológicos**

Los datos biológicos como talla/ edad, la talla de primera madurez, la fecundidad, el crecimiento, el desove y la información sobre la alimentación se recogen durante las campañas independientes de las pesquerías. Estos datos son importantes para modelos basados en talla/edad.

- **Otros datos**

Al igual que los datos económicos y sociales, no se suelen incluir en los modelos de evaluación de poblaciones, sino más bien introducidos en la fase de gestión de los recursos, por ejemplo dentro de una Estrategia de evaluación y gestión integrada (MSE) o cuando se adopta un enfoque de Procedimiento de Gestión (MP).

La mayoría de los modelos de evaluación de poblaciones requiere series largas de datos de captura por edad, preferiblemente índices de abundancia relativa, esfuerzo pesquero, distribuciones de tallas, datos de campañas oceanográfico-pesqueras y otros datos

biológicos necesarios para estimar el tamaño de los stocks y la mortalidad por pesca. Desafortunadamente, se carece de esta información en gran medida de la mayoría de las poblaciones explotadas y, por lo tanto, están excluidas en los esquemas de evaluación bajo modelos basados en datos robustos (Wiedenmann et al., 2013; Rosenberg et al., 2014).

A falta de datos fiables de composición por edad y longitud, a veces se utilizan métodos sencillos de captura cuando se evalúan los stocks pobres en datos, ya que las evaluaciones tradicionales de las existencias son costosas y demandan grandes cantidades de tiempo e información (Geromont y Butterworth, 2015).

Las pesquerías pobres en datos, se utilizan para describir una pesquería que tiene pocos datos disponibles, en algunos casos, datos brutos disponibles que aún no han sido procesados en un formato utilizable para llevar a cabo una evaluación convencional de poblaciones (Dick y MacCall, 2011). Dowling et al. (2015) define las pesquerías que carecen de datos como las pesquerías que tienen limitaciones en el tipo y (o) la calidad de los datos disponibles, de modo que no se puede realizar una evaluación cuantitativa del stock y (o) que la información disponible es inadecuada para determinar los puntos de referencia, estado actual del stock y (O) la explotación de las poblaciones objetivo.

Las pesquerías también han sido definidas como pobres en datos si la información es insuficiente para producir una evaluación cuantitativa de stock defendible (Dowling et al., 2011; Wetzel y Punt, 2011), por lo que las informaciones científicas disponibles solo son los datos comerciales de captura y esfuerzo que son inadecuados para determinar puntos de referencia significativos o estado actual del stock relativo a tales puntos de referencia. Las pesquerías con pocos datos se pueden encontrar en diferentes regiones geográficas, tanto en países desarrollados como en desarrollo, y se llevan a cabo con diferentes métodos y artes de pesca (Chrysafi y Kuparinen, 2015).

En el pasado debido a la imposibilidad de aplicar los métodos tradicionales de evaluación de poblaciones, la gestión de los stocks pobre en datos se ha centrado principalmente en fijar la tasa de captura igual a la mortalidad natural o las capturas medias (Restrepo et al., 1999). Recientemente, debido a los avances en la tecnología de la computación y las estadísticas matemáticas, el desarrollo de nuevos métodos ha aumentado la posibilidad de evaluar estos stocks limitados en datos (Dick y MacCall, 2011). En la actualidad, las investigaciones sobre el desarrollo de técnicas de evaluación de las pesquerías de datos pobres han aumentado, para desarrollar una serie de herramientas para que los científicos y los gestores puedan evaluar y gestionar las poblaciones utilizando métodos alternativos limitados cuando no hay disponibilidad de estos datos (Kelly y Codling, 2006; Klaer et al., 2012; MacCall, 2009; Wayte y Klaer, 2010).

También se han propuesto métodos alternativos que permiten una estimación "libre de evaluación" de los puntos de referencia utilizando parámetros biológicos para calcular directamente los puntos de referencia biológicos y la abundancia relativa, para proporcionar asesoramiento sobre HCR (Brooks et al., 2009).

Los métodos alternativos se dividen en dos categorías distintas (Honey et al., 2010), los métodos de evaluación de la pesca y los métodos de toma de decisiones. Los métodos de evaluación de las pesquerías generalmente requieren menos datos y usan datos sobre

la historia de vida específica de la especie, las tendencias de captura y tamaño y otra información relativamente fácil de obtener para evaluar los cambios en las poblaciones de peces o la vulnerabilidad a la explotación. En cuanto a los métodos de toma de decisiones requieren varios tipos de datos, además de suposiciones acerca de cómo equilibrar estos diferentes datos, permiten a los administradores evaluar los cambios en la población y establecer niveles sostenibles de captura y crea un marco para la toma de decisiones. En la gráfica siguiente (fig.1) se presentan los métodos desarrollados en el campo de la investigación pesquera para estimar la abundancia de poblaciones y niveles de captura para los cuales se sabe poco, es decir, poblaciones pobres en datos.

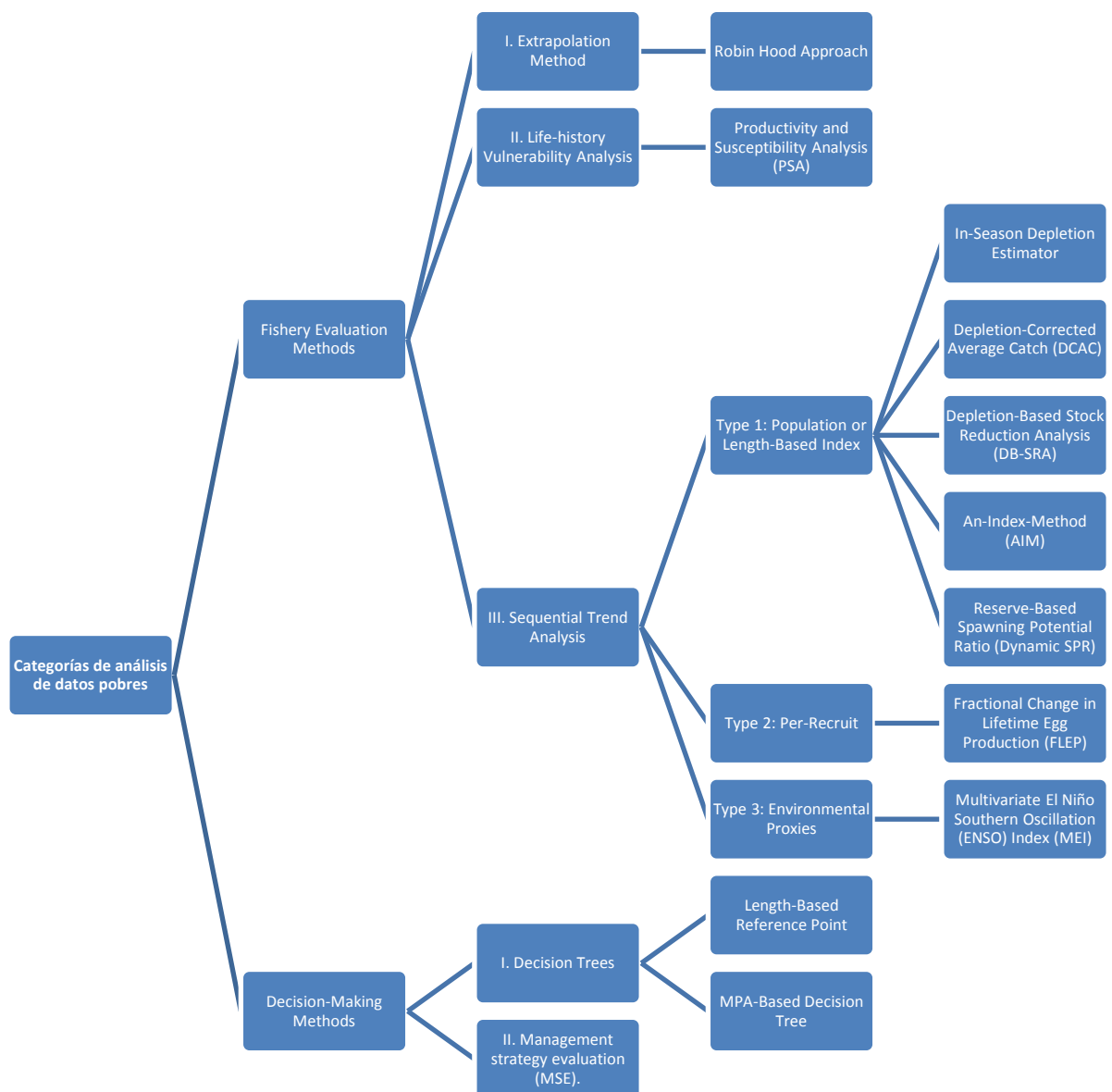


Figura (1). Categorías de análisis de pesquerías pobres en datos (Honey et al., 2010)

1.2. Antecedentes del área de estudio

El Mar Mediterráneo es un complejo sistema biogeográfico que incluye una gran variedad de áreas específicas. Los recursos bentónicos y demersales se explotan principalmente cerca de la costa, debido a la pequeña extensión de la plataforma continental a lo largo de la mayoría de las costas. Dado que la mayoría de las poblaciones de peces bentónicos y demersales se definen y explotan a nivel nacional y que la explotación está fuertemente distribuida en un gran número de unidades (tipo de buques, técnicas de pesca, puertos de desembarco, especies capturadas, etc.), se dispone de información global sobre la situación de estos recursos en las pesquerías.

El Proyecto MEDITS (serie de campañas internacionales de arrastre de fondo en el Mediterráneo) se inició en 1994 en el marco de la cooperación entre varios institutos de investigación de cuatro Estados miembros mediterráneos de la Unión Europea. El objetivo era llevar a cabo una campaña común de arrastre de fondo en el Mediterráneo en la que todos los participantes utilizaran el mismo equipo, el mismo protocolo de muestreo y la misma metodología (MEDITS Working Group, 2013). Las prospecciones pretenden incluir, en la medida de lo posible, todas las zonas de arrastre sobre la plataforma y el talud superior entre 30 a 800 m de profundidad de las costas de los países miembros de la U.E. Estos límites se han adoptado para cubrir, en el mejor de los casos, las áreas de distribución de las principales especies demersales explotadas -o potencialmente explotables, teniendo en cuenta las limitaciones administrativas y técnicas del proyecto.

La gestión regional del Mediterráneo recae en el mandato de la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM), cuyo objetivo es promover el desarrollo, la conservación y la gestión de los recursos marinos vivos (Pilling et al., 2009). Esta comisión desde 1970, ha venido realizando actividades de investigación sobre las pesquerías y la evaluación de los recursos pesqueros del Mediterráneo, tanto en grupos de trabajo como en consultas de carácter técnico a escala regional. En 1997 se definió una estructura estable del Comité Científico Asesor de la CGPM, compuesta por cuatro subcomités, entre la que se encuentra uno dedicado a la evaluación de stocks, realizando reuniones periódicas donde se pretende establecer metodologías comunes para el análisis de datos y presentar evaluaciones estandarizadas del estado de explotación de los principales stocks demersales, en relación con las sub-áreas geográficas definidas (GSAs).

Por otra parte, el Comité Científico, Técnico y Económico para las Pesquerías (STECF) de la Comisión Europea, es el asesor para las cuestiones relacionadas con la conservación y la gestión de los recursos vivos acuáticos de los países miembros de la Unión Europea. Las evaluaciones se llevan a cabo anualmente, en el seno del grupo de trabajo de Evaluación de Stocks del Mediterráneo, siendo revisadas y aprobadas, si procede, por el Plenario del Comité, que se reúne tres veces al año (Esteban et al., 2015).

Si nos centramos en el área de estudio, la GSA 6 (fig.2) sostiene una actividad pesquera importante, que comprende unos 30 puertos pesqueros que van desde Rosas (Girona) a San Pedro del Pinatar (Murcia) con unos de 700 arrastreros, que desembarcaron un promedio anual de 22.000 toneladas en el periodo comprendido entre 2006-2015.

En cuanto a la pesca de arrastre de fondo en el Mediterráneo español comenzó ya desde el inicio del siglo diecinueve, pero el desarrollo espectacular de la misma se experimentó a partir de los años 70 del pasado siglo con los planes de renovación de flota. A pesar de la reducción de flota experimentada en los últimos años, ha habido un aumento del esfuerzo pesquero, que se considera que la mayoría de los recursos demersales están intensamente explotados o en estado de sobreexplotación. La mayor parte de los desembarcos de especies demersales proviene de las flotas de arrastre de fondo. El carácter multiespecífico de la pesquería de arrastre de fondo queda patente si consideramos que en las capturas se pueden llegar a identificar más de 600 especies de diferentes grupos taxonómicos. Tanto la plataforma como el talúd continental son explotados intensamente por la flota de arrastre, aunque en función de la profundidad las especies predominantes varían.

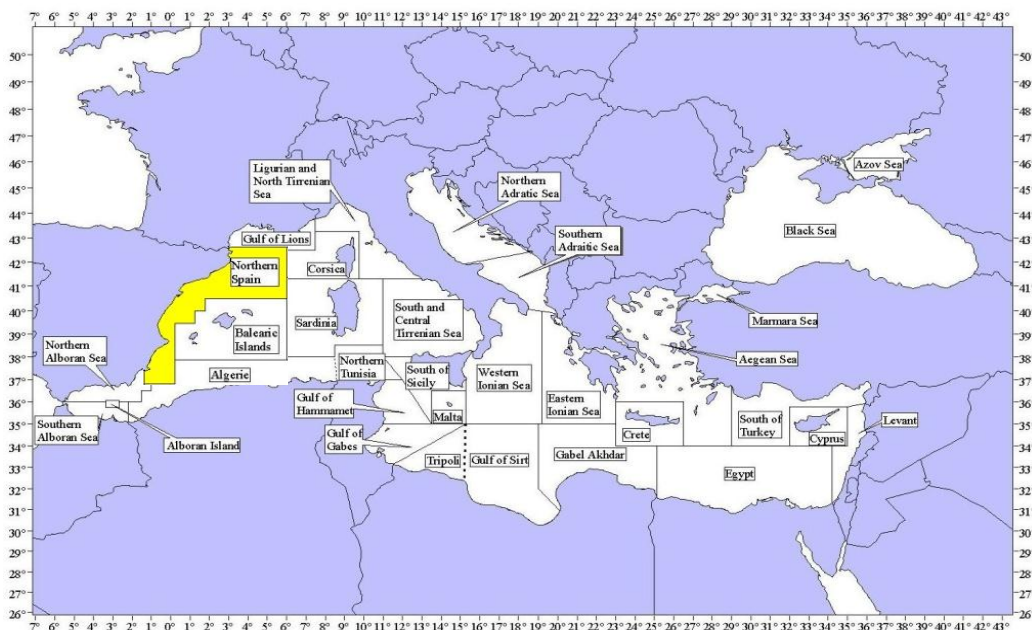


Figura (2). Áreas geográficas (G.S.A.) en el Mediterráneo. El Área de estudio (GSA6) de este trabajo se indica en amarillo

Para dar una idea acerca del estado de los recursos pesqueros en el Mediterráneo español, no basta con evaluar las principales especies que son objetivo de la flota de arrastre. Aunque al tratarse del arrastre en el Mediterráneo de pesquerías multiespecíficas (se supone que si se ejerce una presión pesquera sobre una especie objetivo, el resto de las especies que habitan ese nicho, también estarán sometidos a una situación de sobrepesca), conviene tener una idea acerca de la mortalidad por pesca del mayor número de especies posible para poder ofrecer una idea más aproximada del estado de los recursos pesqueros mediterráneos.

Las especies seleccionadas para hacer este estudio son:

Merluccius merluccius (Linnaeus, 1758), la merluza tiene una amplia distribución batimétrica encontrándose a lo largo de la plataforma y del talud, su rango de profundidad oscila entre 30 - 1000 m (Lloris et al., 2005), pero de forma general se encuentra entre 70 y 400 m (Muus et al., 1999). Los adultos viven cerca del fondo durante el día, pero realizan migraciones verticales por la noche en busca de alimento. Los adultos se alimentan principalmente de peces (pequeñas merluzas, jureles y sables) y calamares, en cuanto a los juveniles se alimentan de crustáceos (Murua y Saborido-Rey, 2003). Su patrón de migración está fuertemente relacionada con la profundidad, respecto a su edad y el estado de madurez (Recasens et al., 1998; Orsi-Relini et al., 2002; Maynou et al., 2003; Goñi et al., 2004). La reproducción se realiza a profundidades entre 100-300 m, durante todo el año, especialmente en enero-abril (Murua et al., 2006).

El salmonete de roca (*Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758)) y el salmonete de fango (*Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758)) son especies demersales importantes, con una distribución geográfica muy similar que incluye las zonas costeras y la plataforma continental del Mediterráneo y el Atlántico noroccidental (Hureau, 1986). *Mullus barbatus*, su rango de profundidad varía entre 10 - 328 m (Mytilineou et al., 2005), pero generalmente se captura entre los 100 - 300 m (Muus y Nielsen, 1999). La puesta ocurre a partir de mayo a junio (Tursi et al., 1994). *Mullus surmuletus*, su rango de profundidad varía entre 10 - 500 m (Mytilineou et al., 2005). Los adultos se encuentran en terrenos rotos y ásperos, pero también se encuentran sobre la arena y fondos blandos a profundidades menores de 100 m (Ben-Tuvia, 1990). El desove ocurre de abril a junio (Machias et al., 1998), los huevos y las larvas son pelágicos (Hureau, 1986). Los individuos juveniles o reclutas de ambas especies aparecen en la pesquería durante el otoño (Martín, 1989).

Lophius budegassa (Spinola, 1807), el rape negro es una especie demersal de poca movilidad que vive muy ligada al fondo. Se encuentra desde aguas costeras poco profundas hasta 650 m de profundidad (Mytilineou et al., 2005). Se alimenta de necton, principalmente peces (Caruso, 1986). Generalmente su período de desove es entre noviembre y febrero (Duarte et al., 2001), produciendo una hoja gelatinosa de los huevos (cinta) que flota en la superficie (Tsimenidis, 1980). A partir de las capturas de arrastre no se puede definir fácilmente la distribución de reproductores del rape debido a las bajas tasas de captura de peces maduros (Hislop et al., 2001). En el Mediterráneo español, las especies de rape son capturadas frecuentemente por las flotas de arrastre que operan en las diferentes zonas, pero su contribución numérica a la captura es muy pequeña y generalmente consta de muy pocos individuos. Aunque no son una especie objetivo en las pesquerías, son de interés debido a su valor comercial, sin embargo, la comprensión de la biología y la distribución es escasa (García-Rodríguez et al., 2005).

Micromesistius poutassou (Risso, 1827), la bacaladilla es una especie marina batipelágica (Riede, 2004). Su rango preferido de profundidad es de 150 - 3000 m, pero es más común a 300-400 m (Svetovidov, 1986). Encontrado sobre la pendiente continental y la plataforma a más de 1000 m. Se alimenta principalmente de pequeños crustáceos, los individuos adultos también se alimentan de peces pequeños y

cefalópodos. Hace migraciones verticales diarias: aguas superficiales por la noche y cerca del fondo durante el día (Cohen et al., 1990).

Trisopterus minutus (Linnaeus, 1758), el capellán o faneca es una especie marina bentopelágica que no suele realizar grandes movimientos migratorios. Su rango de profundidad varía entre 25 - 440 m, siendo más abundante entre los 20 - 200 m (Ocean Biogeographic Information System, 2006). Se alimenta de crustáceos, peces pequeños y poliquetos (Cohen et al., 1990). Su valor económico variable difiere dependiendo de los puertos. Esta especie es reproductora en serie con un período de desove prolongado (Jardas, 1996). El desove principal se produce entre febrero y marzo (Ünlüoğlu, 2015). Antes del final del primer año de vida, llega a la primera madurez sexual (Tangerini y Arneri, 1984).

Phycis blennoides (Brünnich, 1768), la brótola de fango es una especie marina bentopelágica (Riede, 2004). Su rango de profundidad varía entre los 10 - 1200 m (Goren y Galil, 2015), siendo más abundante entre los 100 - 450 m. Se encuentra habitualmente sobre la arena y los fondos de barro. Los juveniles son más costeros y se encuentran en la plataforma continental mientras que los adultos migran hacia el borde del talud. Se alimentan principalmente de crustáceos y peces (Cohen et al., 1990). El desove se produce a finales del invierno y principios de otoño. A pesar de que las hembras grandes y maduras parecen ser sólo ligeramente vulnerables a la pesca de arrastre, el reclutamiento observado en la zona como un fenómeno discreto confirmaría un pico de desove dentro de una temporada reproductiva restringida de aproximadamente 3-4 meses (Matarrese et al., 1998).

Aristeus antennatus (Risso, 1816), la gamba roja es el decápodo más importante pescado por arrastreros en el Mediterráneo. Se localizan en el talud continental e insular, como en el caso de las Baleares, en profundidades que van de los 200 hasta fondos superiores a los 1000 m (Cartes, 1991). Por otro lado es una de las especies que se captura a mayor profundidad y siempre en los cañones submarinos, por ello su pesquería se centra en la zona norte. Tiene un especial interés porque aunque sus capturas no son muy altas, su valor económico es muy elevado y constituye una especie objetivo del arte de arrastre. La reproducción empieza en abril, y alcanza su máximo en verano en los meses de junio a septiembre (García Rodríguez y Esteban, 1999). El reclutamiento ocurre una vez al año al final de verano y otoño (Sarda y Demestre, 1987; Garcia-Rodríguez, 2003).

Nephrops norvegicus (Linnaeus, 1758), la cigala siempre ha estado a niveles de abundancia relativamente altos en fondos fangosos en la pendiente a profundidades entre 400 y 600 m (Anon., 1997) en el marco de una pesca más general y multiespecífica realizada en el Mediterráneo. Según la latitud y el tipo de hábitat varía su ciclo de vida (Sardà, 1995). Esta característica hace que la gestión global de este recurso sea difícil, ya que los diferentes reglamentos son necesarios de acuerdo con la estructura de la población en cada localidad (Chapman y Howard, 1988). La especie se puede encontrar en profundidades aún mayores, pero estas áreas no son sistemáticamente explotadas (Figueiredo, 1989). Los huevos suelen ponerse al principio del verano y son incubados por la hembra en el abdomen durante un tiempo variable (6 meses en el Mediterráneo, entre 6-10 meses en el Atlántico) (Sarda, 1983).

Parapenaeus longirostris (Lucas, 1846), la gamba blanca es un crustáceo decápodo demersal en el Mediterráneo. Su distribución batimétrica oscila entre 20 y 750 m (Tom et al., 1988), pero su abundancia máxima se ha observado entre 100 y 400 m de profundidad (Lembo et al., 1999). Principalmente el desove ocurre en las zonas poco profundas de primavera a verano, mientras que durante el invierno, ocurre en ambas zonas de profundidad (Benchoucha et al., 2008). A pesar de que presenta un incremento de tamaño claro con profundidad (Frogia, 1982), algunos autores sugieren que los adultos se mueven durante el período de desove a aguas menos profundas, donde se ha detectado la aparición de larvas (Dos Santos, 1998). La gamba blanca es una especie de interés comercial de la pesca del arrastre a lo largo de su distribución (Ribeiro-Cascalho y Arrobas, 1987, Levi et al., 1995). Muestra una reproducción continua durante el año con dos picos de desove, uno a principios de verano y otra en el inicio del otoño (Sobrinho y García, 1994).

Squilla mantis (L., 1758), las galeras son crustáceos marinos bentónicos de talla relativamente grande y hábitos depredadores. Se encuentra en fondos arenosos y fangosos de sub-litoral profundidades (Abelló y Sardà, 1989) a alrededor de 150 m de profundidad, pero de vez en cuando más profundo, hasta 367 m de profundidad (Abelló et al., 2002). El período de desove se concentra desde el invierno hasta la primavera y las larvas planctónicas se encuentran en verano. El reclutamiento para la pesquería comienza a fines del otoño, y se consigue un reclutamiento completo entre enero y mayo. La población en el mar se compone de 3 clases de edad y la esperanza de vida se estima alrededor de 3 años. La estructura poblacional varía estacionalmente debido a la incorporación de reclutas (invierno-primavera) y a la desaparición de adultos (verano-otoño) (Maynou et al., 2004).

Illex coindetii (Verany, 1839), la pota habita principalmente las aguas tropicales y subtropicales del Atlántico oriental y del Mediterráneo (Mangold-Wirz, 1963), con un amplio rango de profundidades de 20 a 1100 m, siendo común entre 100 y 400 m (Guerra, 1992). Hace migraciones verticales: de día hacia el fondo y de noche se dispersan en la columna de agua. Forma cardúmenes. También tiene importantes desplazamientos horizontales y se localiza en aguas profundas durante el invierno y en aguas someras durante el verano. Las potas son animales de corta vida (duración de vida generalmente aproximadamente de 1 a 2 años) (Mangold, 1987). Se alimenta de crustáceos, peces pelágicos y cefalópodos (Mangold-Wirz, 1963^a; Sanchez, 1981^a, 1982, 1984). De gran interés comercial (Guerra, 1992). El desove ocurre a lo largo de todo el año (Sánchez, 1981, Ch.M. Nigmatullin, comunicación personal, 1993). El desove, el desarrollo y el crecimiento de estas cohortes subanuales ocurren en diferentes estaciones y diferentes condiciones ambientales (Nigmatullin, 1989). Sánchez (1984) distinguía dos grupos estacionales del Mediterráneo español un grupo de desove de invierno (180-220 mm de longitud de manto) y un grupo de desove de verano (140-160 mm de longitud de manto).

Sepia officinalis (Linnaeus, 1758), la sepia se distribuye por todo el mediterráneo. Muy común en todas las costas de la península ibérica del litoral hasta unos 200m de profundidad. Se trata de una especie nerítica demersal o nectobentónica que vive en la plataforma, principalmente en fondos fangosos y arenosos cubiertos de algas y fanerógamas. Efectúa migraciones hacia la costa para reproducirse. La puesta suele tener lugar en aguas someras durante todo el año, pero sobre todo entre febrero y septiembre. Su crecimiento es rápido y la longevidad de unos dos años. Se alimenta

principalmente de crustáceos y peces (Guerra, 1992). La estructura de la población de la sepia puede parecer superficialmente sencilla, con raras veces más de dos cohortes anuales superpuestas (Boletzky, 1983). Sin embargo, el desove se produce durante un largo período de tiempo en comparación con la vida, y el reclutamiento de crías sucesivas revela subgrupos (micro-cohortes) (Guerra y Castro, 1988) que representan un patrón subyacente más complejo. Los reclutas se observan en otoño (Dunn, 1999) y las estadísticas de pesca por categoría comercial confirman que el reclutamiento ocurre durante el último trimestre del año. En las aguas europeas, la sepia está entre los recursos comerciales más importantes de los cefalópodos (Denis y Robin, 2001; Pérez-Losada et al., 1999; Pierce et al., 2010).

Eledone cirrhosa (Lamarck, 1798), el pulpo blanco tiene su estrato más importante en términos de densidad estival en el rango de 100-200 m de profundidad, que incluye el borde de la plataforma, a 150 m (Relini et al., 2006). Vive en fondos fangosos a niveles circalitorales y batiales (Mangold-Wirz, 1963). El pulpo blanco únicamente se pesca con arrastre. Se alimentan fundamentalmente de una gran variedad de crustáceos y en menor medida de ofiuras, moluscos (se ha observado canibalismo) y peces. La época de puesta en el mediterráneo occidental va desde marzo hasta agosto. Su ciclo de vida dura entre 18 y 24 meses, generalmente mueren después de la puesta (Guerra, 1992). Es un cefalópodo con un ciclo de vida relativamente largo, cuya reproducción se produce en el segundo o tercer año de vida. El reclutamiento ocurre a partir de enero, mientras que podemos encontrar juveniles a fines de la primavera y en los meses de verano. En otoño se concentra principalmente en aguas menos profundas donde la actividad de arrastre no se dirige específicamente a esta especie (Relini et al., 2006). Tiene un período reproductivo que coincide con la primavera-verano (de finales de mayo a mediados de agosto, según Mangold-Wirz (1963).

Octopus vulgaris (Cuvier, 1797), el pulpo común o pulpo de roca la mayor parte de su población se concentra en la plataforma continental, hasta 100 o 150 m de profundidad (Mangold-Wirz, 1963; Guerra, 1981), ocupando diversos hábitats sobre diversos sustratos (rocas, gravas, arena). Vive desde la costa hasta el borde de la plataforma continental (200 m aproximadamente) en hábitats muy diversos. Esta especie se presenta desde la costa hasta 500 m, pero preferentemente en fondos someros de hasta 50 m, siendo mucho más abundantes a mayor profundidad los ejemplares pequeños. Su crecimiento es muy rápido. Alcanzan a lo sumo dos años de edad. Parece que los juveniles se reclutan en fondos de la plataforma, migrando hacia las zonas someras litorales conforme aumentan de tamaño para reproducirse (Guerra, 1992). La población del Golfo de Cádiz tenía una temporada reproductiva que abarcaba la mayor parte del año, pero con picos distintos en abril / mayo y agosto / septiembre (Silva et al., 2002). Como las hembras suelen depositar los huevos en refugios rocosos, rara vez son recogidos por artes de pesca convencionales (Mangold y Boletzky, 1973).

Tanto el CGPM como el STCEF tienen como objetivo hacer las evaluaciones de las principales especies explotadas por las flotas comerciales en la GSA 6. En estos comités, España ha presentado evaluaciones de gamba blanca en el CGPM (Pérez-Gil et al., 2007, 2010, 2011, 2012, 2014, 2015; García-Rodríguez et al., 2008). También se ha presentado evaluaciones de la gamba roja por (García-Rodríguez et al., 2007; Esteban y Fernandez, 2011; Esteban, 2012; Gorelli et al., 2012; Esteban et al., 2014). Mientras que las evaluaciones de la merluza se presentaron por (García-Rodríguez et al., 2007, 2008, 2010; Lleónart et al., 2008; García-Rodríguez y Pérez Gil, 2012; Pérez-Gil

et al., 2014). Fernández et al., 2008, 2014; Fernández, 2010, 2011, evaluaron el salmonete de fango. En el caso del rape negro solo se hizo las evaluaciones en los años 2007 y 2008 por (Barcala et al.).

Por otro lado en el STECF se hicieron evaluaciones para las especies objetivas de la GSA 6. Para la merluza en los años 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2014, 2015. La gamba roja se presentó en los años 2009, 2010, 2012, 2013 y el 2015. En el 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 y el 2015 se presentaron evaluaciones sobre la gamba blanca. También se hizo evaluaciones sobre el salmonete en los años 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014. En cuanto al rape negro se presentó en 2012, 2013, 2015. La cigala solo se presentó en los años 2013, 2014 y la bacaladilla en 2012 y 2014.

1.3. Objetivos del trabajo

Dentro de esta amplia variedad de recursos explotados, se encuentran numerosas especies pertenecientes a los grupos faunísticos tanto de peces, crustáceos y como moluscos. Entre ellas, hay un sustancial número de especies con un elevado valor socioeconómico, y que son consideradas especies objetivo de la pesquería. Sobre algunas de ellas, se han podido realizar las evaluaciones por métodos clásicos ya que se disponía de la información necesaria para aplicar las técnicas y metodologías necesarias. En el caso de las especies de las que sólo se dispone de datos de capturas procedentes de la flota comercial y de los Índices de Abundancia obtenidos a partir de la realización de campañas oceanográficas, se ha aplicado el programa AIM.

El objetivo principal, es conocer el estado actual de explotación de las principales especies objetivo de la flota de arrastre de fondo del Mediterráneo Español en el área GSA6, que están mencionadas interiormente, que no se encuentran evaluadas en la actualidad por los métodos tradicionales de evaluación.

Para la ejecución del presente trabajo, debido a que sólo se dispone de datos de capturas procedentes de la flota comercial de arrastre e índices de abundancia obtenidos tras la realización de campañas oceanográfico-pesqueras (serie MEDITS), el método idóneo para realizar las evaluaciones de especies demersales de interés comercial, sería el método An Index Method (AIM).

An Index Method (AIM), es un nuevo método, desarrollado por Rago (2008), que se utiliza para explorar las relaciones entre el índice de abundancia y las series de tiempo de captura para estimar el coeficiente de capturabilidad. Mediante la estimación de la capturabilidad y el índice de explotación relativa (es decir, la captura / la biomasa obtenida en las campañas), los administradores pueden utilizar el AIM para determinar el tamaño del stock y, por tanto, la tasa de mortalidad por pesca relativa para una población estable (Honey et al., 2010). Supone un modelo lineal de crecimiento de la población para caracterizar la respuesta de la población a diferentes niveles de mortalidad por pesca. Basado en un modelo lineal de crecimiento demográfico, (AIM) estima puntos de referencia biológicos usando datos de captura e índices de abundancia.

2. Material y métodos

2.1. El área de estudio

El área de estudio definida por el CGPM y conocida como GSA 6 comprende desde Cabo Palos (Murcia) hasta Cabo Creus (Girona), abarca unos 32.500 Km² (área comprendida entre los 50 y los 800 m de profundidad), y se corresponden con 780 km de línea de costa. El rango de distribución batimétrica de las especies objetivo de la flota de arrastre abarca desde los 50 m de profundidad (profundidad mínima permitida para la pesca de arrastre en el Mediterráneo) en la plataforma continental hasta los 750-800 m de profundidad en el talud oceánico. El presente estudio se realizó empleando datos de 30 puertos pesqueros del área GSA 6, que abarcan el área comprendida entre Roses (Girona) hasta San Pedro del Pinatar (Murcia) (fig.3).

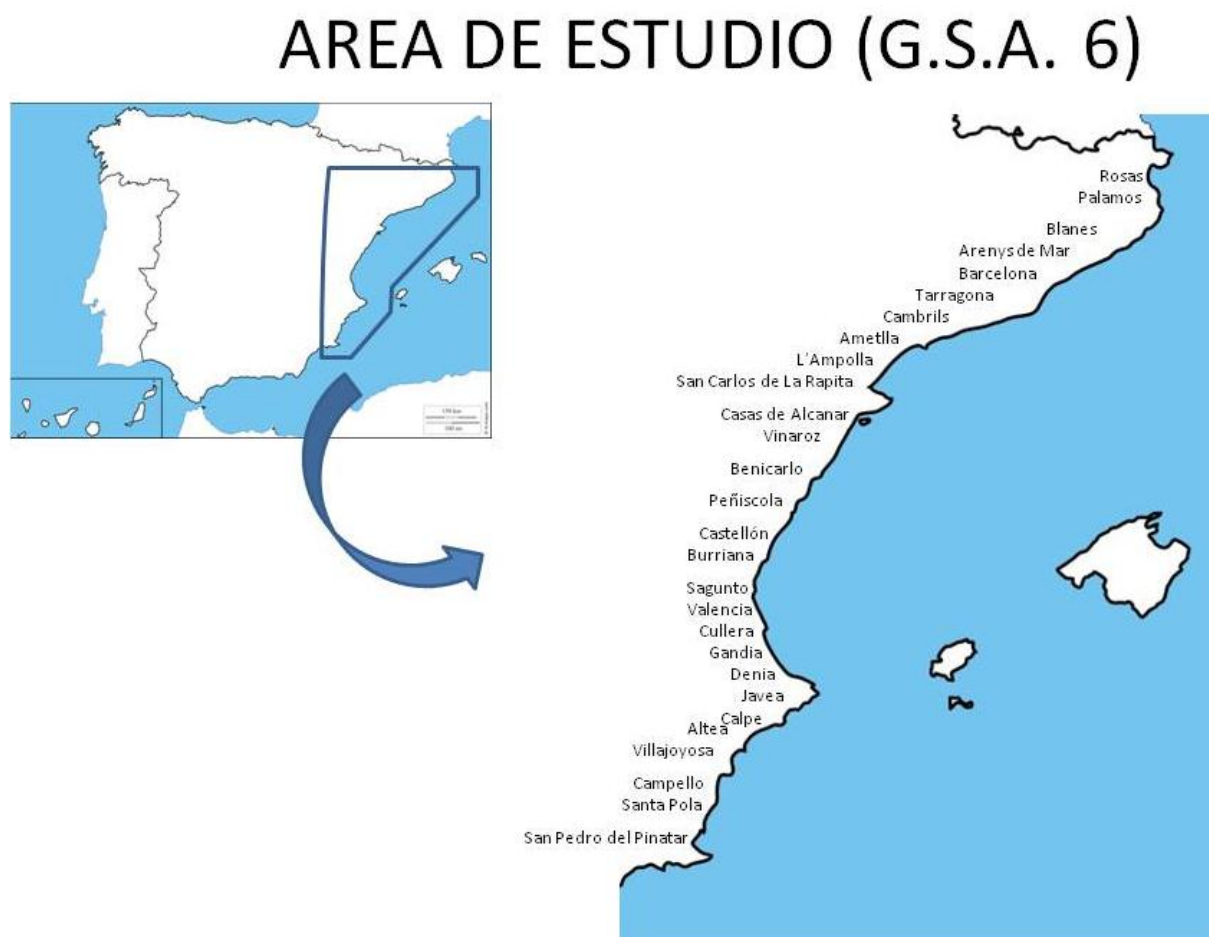


Figura (3). Los puertos del área GSA6 del Mediterráneo Español

2.2. Descripción de la flota, las capturas y el esfuerzo de la pesca del arrastre en la GSA 6 durante (2006-2015)

Para realizar una descripción general de la pesquería objeto del estudio, se toma como referencia los desembarcos realizados por la flota de arrastre en la GSA 6 entre los años 2006 y 2015 en los 30 puertos. Desde el año 2006 al 2008 los datos no están agrupados en metiers, pero a partir del 2009 al 2015 se encuentran ya agrupados en metiers.

Hoy en día, las Cofradías de los Pescadores tienen obligación de remitir esta información a sus respectivas Comunidades Autónomas así como también a la SGP. La información general se encuentra en las Hojas de Venta procedentes de la Secretaría General de Pesca (SGP). Dichas hojas de venta recogen toda la información por puerto (descargas, valor económico, nombre, número y características de las embarcaciones, artes de pesca). Las características de las embarcaciones hacen referencia al arqueo en tonelaje (GT), el arqueo en tonelaje de registro bruto (TRB), la Eslora total en m, la eslora entre perpendiculares y la Potencia del motor en caballos de vapor en (cv).

Se está trabajando con las hojas de venta del periodo comprendido entre los años 2006-2015. En datos, supone trabajar con 14 millones de registros procedentes de 30 puertos y con un número medio de 700 barcos de arrastre por año. En estas hojas de venta hay información sobre las capturas realizadas en cada puerto por las diferentes modalidades de pesca por lo cual hay que filtrar y depurar esta información para seleccionar las especies objetivo a evaluar. Para la depuración y filtrado de estas hojas de venta, se están utilizando hojas dinámicas y filtros activos de la hoja Excel así como también consultas para grandes bases de datos en Access.

Flota. En el Programa SIRENO se actualiza el maestro de flota cada año en base a las altas y bajas que se producen en el Censo de Flota Operativo de la Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. (M.A.P.A.M.A).

Esfuerzo. No se recibe esta información como tal, pero a partir de las notas de venta diarias se obtiene el nº de mareas y/o días de pesca. Cruzando con los datos de flota se pueden obtener otras medidas de esfuerzo.

CPUE. Al dividir las capturas por el número de las mareas, se obtiene las capturas por unidad de esfuerzo para cada especie cada año, como ejemplo (tab.1) tenemos la CPUE de la gamba roja cada año del periodo estudiado.

Índices de Abundancia. Como índices de abundancia y biomasa, se han calculado las capturas medias estratificadas por Km², según la metodología descrita por Grosslein & Laurec (1982).

Para obtener estos Índices de Abundancia, desde 1994 se realiza la campaña MEDITS, cada año, durante la primavera y el comienzo del verano. A bordo de los buques de investigación, se realizan todos los análisis biológicos de las muestras, incluida la introducción de datos en los programas informáticos correspondientes (SIRENO).

Tabla (1). Calcular la CPUE para *Aristeus antennatus* de la GSA6 del Mediterráneo Español de 2006 a 2015

| AÑO | Volumen capturas (T) | MAREAS (dia) | CPUE (Kg/barco/Dia) |
|------|----------------------|--------------|---------------------|
| 2006 | 445 | 15261 | 29 |
| 2007 | 567 | 17947 | 32 |
| 2008 | 726 | 21587 | 34 |
| 2009 | 657 | 20390 | 32 |
| 2010 | 612 | 18273 | 34 |
| 2011 | 637 | 16183 | 39 |
| 2012 | 705 | 16887 | 42 |
| 2013 | 679 | 15676 | 43 |
| 2014 | 558 | 16009 | 35 |
| 2015 | 831 | 19190 | 43 |

2.3. Descripción de los Metiers

Desde 2008 la recopilación de la información procedente de la pesquería, se realiza por las agrupaciones denominadas "metier". La palabra métier corresponde a una combinación de arte de pesca, especies objetivo y zona geográfica de pesca. Esta definición también incluye el concepto de estacionalidad, según se desprende del binomio especies objetivo y zona geográfica. La noción de "métier" permite una mejor definición del esfuerzo real invertido en un recurso y conduce a una distribución de las flotas teniendo en cuenta las estrategias, los usos y el conocimiento de los pescadores. También permite identificar más unidades operativas de gestión. En el Mediterráneo español, se diferencian los siguientes metiers (tab.2), agrupados en sus diferentes segmentos de eslora y en función de las especies objetivo que capturan (Esteban et al., 2015):

Tabla (2). Metiers en el Mediterráneo Español

| Metier D.C.F. | Profundidad | Modalidad | Especies objetivo |
|---------------|-------------|-----------|--------------------------------------|
| OTB DEF | 50-200 | Arrastre | Merluza, salmonete, cigala |
| OTB DWS | 200-800 | Arrastre | Gamba roja |
| OTB MDD | 50-800 | Arrastre | Mixto especies demersales-gamba roja |

2.4. Selección de especies

Ordenados por su importancia, según su volumen de capturas (tab.3, fig.4), tomando como referencia el año 2015, vemos que las principales especies corresponden con el arrastre de fondo en plataforma y el arrastre de talud profundo. Las principales especies capturadas y seleccionadas para la realización del presente trabajo serían *Merluccius merluccius*, *Eledone cirrhosa*, *Mullus barbatus*, *Lophius budegassa*, *Aristeus antennatus*, *Squilla mantis*, *Octopus vulgaris*, *Micromesistius poutassou*, *Trisopterus*

minutus, *Sepia officinalis*, *Phycis blennoides*, *Mullus surmuletus*, *Nephrops norvegicus*, *Illex coindetii* y *Parapenaeus longirostris*.

Tabla (3). Selección de las especies del estudio tomando como referencia el año 2015 ordenados por su volumen de captura

| Especie | PESO (kg) |
|--------------------------|-----------|
| Merluccius merluccius | 1637549 |
| Eledone cirrhosa | 1225524 |
| Mullus barbatus | 1094220 |
| Lophius budegassa | 989904 |
| Aristeus antennatus | 831005 |
| Squilla mantis | 753878 |
| Octopus vulgaris | 721453 |
| Micromesistius poutassou | 554807 |
| Trisopterus minutus | 468717 |
| Sepia officinalis | 426684 |
| Phycis blennoides | 419814 |
| Mullus surmuletus | 384456 |
| Nephrops norvegicus | 377623 |
| Illex coindetii | 195235 |
| Parapenaeus longirostris | 181370 |

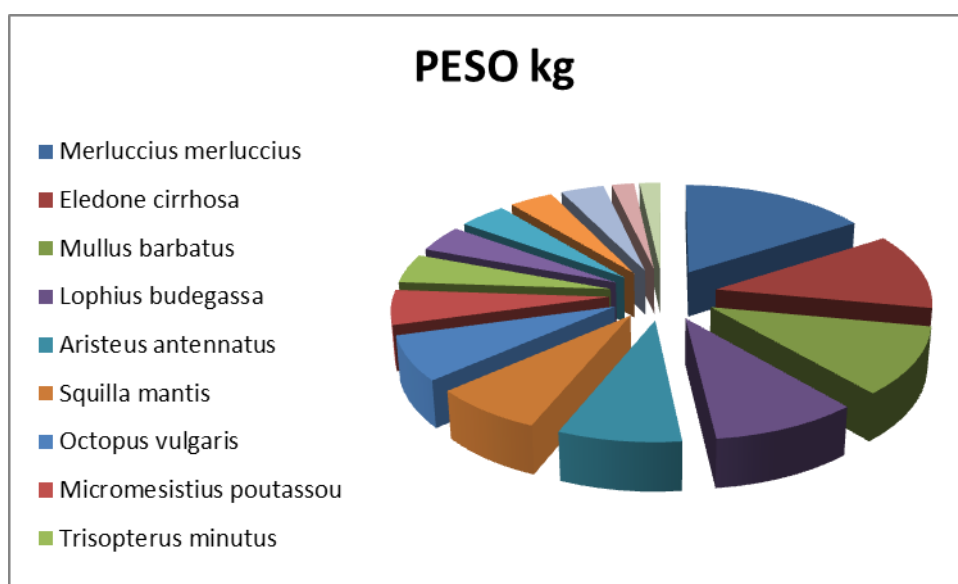


Figura (4). Selección de las especies del estudio tomando como referencia el año 2015 ordenados por su volumen de captura

2.5. Metodología de las evaluaciones

La herramienta empleada en la realización de este trabajo, es el programa “AIM” (An Index Method) de la NOAA Fisheries Toolbox versión 2.5.0. (2014), (fig.5).

❖ AIM (Rago, 2008)

Permite al usuario ajustar una relación entre las series cronológicas de índices de abundancia relativa y los datos de captura. Subyace a la metodología un modelo lineal de crecimiento demográfico, que caracteriza la respuesta de la población a niveles variables de mortalidad por pesca. Si el modelo subyacente es válido, se puede usar AIM para estimar el nivel de mortalidad por pesca relativa a la cual es probable que la población sea estable. La metodología del índice puede utilizarse para construir puntos de referencia basados en índices de abundancia relativa y capturas y también para realizar proyecciones determinísticas o estocásticas para lograr un tamaño de población objetivo. Se exploran las tendencias generales de abundancia y mortalidad por pesca, deducibles de una serie temporal de capturas o desembarcos de las especies y de índices de abundancia. La tasa relativa de mortalidad por pesca se define como la relación entre captura e índice de la abundancia. La tasa de reemplazo (Replacement ratio) se presenta como una herramienta analítica para examinar el comportamiento histórico de una población y cualquier influencia potencial de las remociones debidas a las actividades pesqueras.

Los datos de entrada (fig.6) deben de tener una serie temporal de capturas anuales totales e índices de abundancia (CPUE y / o campanas), que luego nos dará una salida (fig.7) que contiene una serie temporal de las Fs relativas y las tasas de reemplazo (replacement ratio). Por otra parte para hacer las gráficas con las salidas del programa AIM, se utiliza el SYSTAT que es un paquete de software de estadísticas y gráficos, desarrollado por Leland Wilkinson (1970). Con las series temporales de las Fs relativas y las tasas de reemplazo se obtienen seis plots para cada especie.

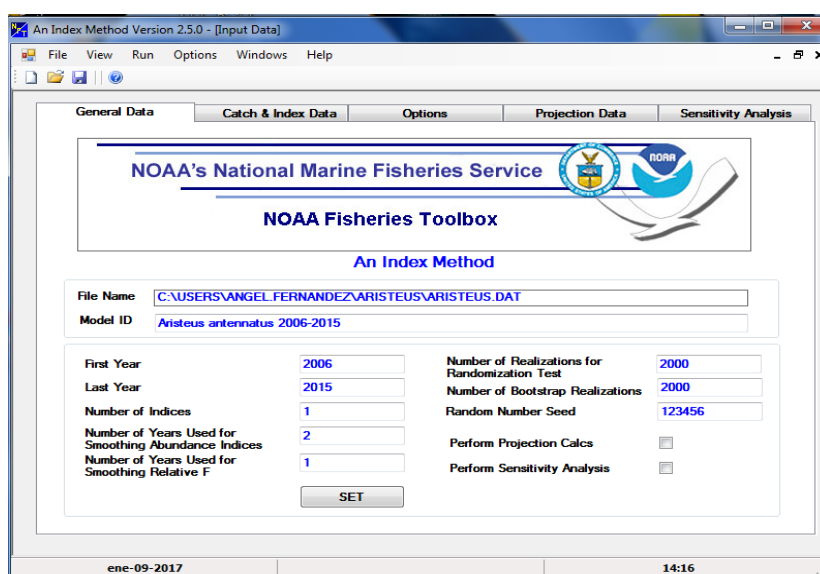


Figura (5). Programa AIM

```

ARISTEUS.DAT: Bloc de notes
Archivo Edición Formato Ver Ayuda
#
# INM VERSION 2.1
#
# Created By AIM GUI
#
MODEL
Aristeus antennatus 2006-2015
GENERAL PARAMETERS
2006 2015 1 2 1 2000 2000 123456 5 0
CATCH
445
567
726
637
612
637
705
679
558
831
INDEX
57
38
53
48
34
64
51
41
67
INNAME
MEDITS
TRIM
100 100

```

Figura (6). Un ejemplo de los ficheros de datos de entrada del AIM para *Aristeus antennatus*

```

ARISTEUS.out: Bloc de notes
Archivo Edición Formato Ver Ayuda
Number of Realizations for Randomization Test: 2000
Number of Bootstrap Realizations: 2000
Random Number Seed: 123456
Number of Lags for Auto & Cross-correlation: 5
Relative F Smoothing Method is Lagged
Year      Catch      MEDITS
2006      445.000000    57.000000
2007      567.000000    38.000000
2008      726.000000    53.000000
2009      657.000000    48.000000
2010      612.000000    34.000000
2011      637.000000    34.000000
2012      705.000000    64.000000
2013      679.000000    51.000000
2014      558.000000    41.000000
2015      831.000000    87.000000
◆Base Case Results
Index # 1 MEDITS
Year      Replace R      Relative F
2006      N/A          7.807018
2007      N/A          14.921053
2008      1.115789      13.696113
2009      1.054945      13.687500
2010      0.673267      18.000000
2011      0.829268      18.735294
2012      1.882353      11.015625
2013      1.040816      13.313725
2014      0.713043      13.609756
2015      1.891304      9.551724
◆Autocorrelation
Index - 1 MEDITS
Lag      Autocorrelation      Standard Error
Lag-1      -0.154481          0.304002

```

Figura (7). Un ejemplo de los ficheros de salida del AIM de *Aristeus antennatus*

➤ Teoría de los cálculos en el AIM (NAFO, 2003)

Los cálculos AIM se basan en las ideas subyacentes al modelo de Sissenwine-Shepherd, los modelos de diferencia de retraso, la teoría de la historia de vida y el suavizado estadístico. En primer lugar, debe definir el índice de abundancia relativa para la unidad de stock de interés (I_t) en el tiempo (t) y la captura (C_t), tanto de desembarcos como de descartes de todas las pesquerías del stock en el momento " t ". La tasa de mortalidad por pesca relativa simple en el tiempo t es la relación de C_t / I_t .

La tasa de mortalidad por pesca relativa centrada en tres años se define como

$$relF_t^C = \frac{C_t}{\left(\frac{I_{t-1} + I_t + I_{t+1}}{3} \right)} \quad (1a)$$

Mientras la tasa de mortalidad por pesca relativa suavizada (lag) se define como

$$relF_t^L = \frac{C_t}{\left(\frac{I_{t-2} + I_{t-1} + I_t}{3} \right)} \quad (1b)$$

Si se supone que la supervivencia de los huevos a la etapa juvenil es en gran medida independiente del tamaño de la población, entonces el número de reclutas será proporcional al tamaño de la población. A nivel local, este supuesto es válido para cualquier función población-reclutamiento. Puesto que una población es una suma ponderada de eventos de reclutamiento, el cambio interanual en el tamaño total del stock tiende a ser pequeño en relación con el rango total de tamaños del stock. En cualquier año, el reclutamiento es probable que sea pequeño en relación con la biomasa de la población total. Así, el cambio anual de reclutamiento es probable que sea grande en relación con el cambio en la biomasa total. Aunque las matemáticas son más complicadas que esto, el argumento se basa en la premisa de que si $\text{Var}(x/1) = \sigma^2$ entonces $\text{Var}(\sum x/n) = \sigma^2/n$. Naturalmente, la magnitud de tales cambios depende de la variación del reclutamiento y de la magnitud de la mortalidad por pesca.

Utilizando la hipótesis de linealidad definida anteriormente, podemos aplicar la teoría básica de la historia de vida para escribir la abundancia en el tiempo t en función de las biomazas en períodos de tiempo anteriores. Se supone que el número de reclutas en el tiempo t (R_t) es proporcional a la biomasa en el tiempo t (B_t). Más formalmente,

$$R_t = S_0 \text{ Egg } B_t \quad (2)$$

Donde Egg es el número de huevos producidos por unidad de biomasa y S_0 es la tasa de supervivencia entre las fases de huevo y recluta. La supervivencia para los grupos de edad reclutados a la edad a y el tiempo t ($S_{a,t}$) se define como

$$S_{a,t} = e^{-F_{a,t} - M_{a,t}} \quad (3)$$

Donde F y M se refieren a las tasas instantáneas de las mortalidades por pesca y la mortalidad natural, respectivamente. También tiene que considerar el peso a la edad " a " y el tiempo " t " ($W_{a,t}$) y la longevidad media (A) de la especie.

Usando estos conceptos estándar, entonces podemos escribir la biomasa en el tiempo t como una combinación lineal de los años anteriores. Sin pérdida de generalidad, podemos dejar caer los subíndices en los términos de supervivencia y suponer que el

peso promedio a la edad es invariante con respecto al tiempo. Si sustituimos el producto "S₀ Egg" por el coeficiente "α", la biomasa en el tiempo t puede escribirse como

$$B_t = R_{t-1}S^1W_1 + R_{t-2}S^2W_2 + R_{t-3}S^3W_3 + \dots + R_{t-(A-1)}S^{A-1}W_{A-1} + R_{t-A}S^AW_A \quad (4)$$

Sustituyendo la ecuación (2) en la ecuación (4) conduce a

$$B_t = \alpha B_{t-1}S^1W_1 + \alpha B_{t-2}S^2W_2 + \alpha B_{t-3}S^3W_3 + \dots + \alpha B_{t-(A-1)}S^{A-1}W_{A-1} + \alpha B_{t-A}S^AW_A \quad (5)$$

Si la población se está reemplazando, entonces el lado izquierdo de la Ec. (5) será igual al lado derecho. La tasa de reemplazo Ψ_t puede definirse como

$$\Psi_t = \frac{B_t}{\alpha B_{t-1}S^1W_1 + \alpha B_{t-2}S^2W_2 + \alpha B_{t-3}S^3W_3 + \dots + \alpha B_{t-(A-1)}S^{A-1}W_{A-1} + \alpha B_{t-A}S^AW_A} \quad (6)$$

Se pueden obtener simplificaciones adicionales de la tasa de reemplazo dejando $\phi_j = \alpha S^j W_j$ y observando el $I_t = qB_t$ donde "q" es el coeficiente de capturabilidad, resultando en

$$\Psi_t = \frac{qI_t}{\sum_{j=1}^A \phi_j qI_{t-j}} \quad (7)$$

Bajo la hipótesis de que la población está en equilibrio y no crece, la Ecuación (6) puede utilizarse como una medida de la tendencia de la población. Si los coeficientes de la media móvil se definen explícitamente a partir de parámetros derivados externamente (es decir, **So**, **Egg**, **F_{TARGET}**, **M**, **PR_j**, **W_j**) entonces la relación de reemplazo Ψ_t puede usarse como una prueba explícita de la suposición de equilibrio. Las desviaciones de $\Psi_t = 1.0$ implican variaciones de los supuestos incluidos en los términos de ponderación estimados ϕ_j , variabilidad de la medición en los índices de abundancia **I_t**, o grandes variaciones en el reclutamiento. Con el tiempo, las desviaciones atribuibles al error de medición o al reclutamiento son menos importantes que las atribuibles a las variaciones en los términos de los componentes de ϕ_j . El más importante de estos términos es la mortalidad por pesca.

El término de supervivencia S_j es equivalente al término I_x en la ecuación de Euler-Lotka para el crecimiento de la población (I_x es la probabilidad de sobrevivir a la edad x). Para los altos niveles de mortalidad por pesca el término S_j está disminuyendo más rápidamente que el aumento del peso promedio W_j . Así, la importancia de los índices anteriores disminuye rápidamente. Todos los términos I_t y ϕ_j son positivos, y en equilibrio, $I_t = I_{t+1}$ y $I_t = \sum \phi_j I_{t-j}$. Por lo tanto, $\sum \phi_j = 1$, sería deseable expresar cada uno de los términos de ponderación ϕ_j en función de los parámetros de población subyacentes. Como era de esperar, el aumento de la mortalidad por pesca aumenta el peso de los índices anteriores, mientras que en el caso inverso se mantienen tasas de

mortalidad por pesca más bajas. Como una aproximación, suponemos que todo el $\phi_j = \phi$ que implica que $\phi = 1/A$.

Dada la alta tasa de mortalidad por pesca observada en las poblaciones, asumimos que $A = 5$ era una aproximación válida. Obsérvese que incluso niveles moderados de mortalidad por pesca implican valores ϕ_j bajos más allá del quinto término (por ejemplo, $F=0.5$, $M=0.2$ implica $S^5=0.03$). Para que el quinto término sea importante, la relación de los pesos entre las edades más jóvenes y más antiguas tendría que ser mayor que $1/S^5$. Como primera aproximación, se define $\phi_j = 1/5$ para todos j . Así, la ecuación (7) se convierte en la relación entre el índice actual y la media de los 5 años anteriores.

Cuando las tasas de mortalidad por pesca superan la capacidad de las poblaciones para sustituirse, se espera que la población disminuya con el tiempo. El comportamiento esperado de Ψ_t bajo la mortalidad por pesca y el reclutamiento es complicado, pero tendrá un punto estable igual a 1.0 cuando la tasa de mortalidad por pesca está en equilibrio con el reclutamiento y el crecimiento. Variaciones en la mortalidad por pesca puede inducir patrones complejos, pero en términos generales, Ψ_t excederá 1.0 cuando F relativa es demasiado alta, y será inferior a 1.0 cuando F es demasiado bajo. Para tener en cuenta estas propiedades generales y para reducir la influencia de los grandes cambios en Ψ_t o en la F relativa, se aplicaron métodos de regresión robustos (Goodall 1983) para estimar la F correspondiente a Ψ_t igual a 1.0. Los parámetros del modelo de regresión

$$\ln(\Psi_t) = a + b \ln(\text{rel}F_t) \quad (8)$$

La F relativa en el que Ψ_t es igual a uno se derivó de la Ec. (8) como

$$\text{rel}F_{\text{threshold}} = e^{-a/b} \quad (9)$$

Esta cantidad derivada se puede etiquetar apropiadamente como un umbral (threshold) ya que se espera que los valores en exceso de él conduzcan al declive de la población, asumiendo que el stock ha sido reducido de su estado no explotado antes de los datos usados en el cálculo de la F relativa. A la inversa, se espera que las poblaciones aumenten cuando el $\text{rel}F_t < \text{rel}F_{\text{threshold}}$.

Empleando el criterio general de que los gestores deben intentar reconstruir las poblaciones de peces dentro de diez años, estimamos la tasa de mortalidad relativa de la pesca a la cual el valor esperado de Ψ_t es igual a 1.1 como medida de la F relativa objetiva ($\text{rel}F_{\text{target}}$). Aplicando un pequeño álgebra a la Ec. (8) conduce al siguiente estimador

$$\text{rel}F_{\text{target}} = e^{\frac{0.09531-a}{b}} \quad (10)$$

Las pruebas habituales de significación estadística no se aplican para el modelo descrito en la Ec. (8). La relación entre Ψ_t y $\text{rel}F_t$ es de la forma general de Y / X frente a X donde X e Y son variables aleatorias. La correlación esperada entre Y / X y X es menor

que cero y es la base para la crítica declarada de la correlación espuria. Para probar la correlación se desarrolló una distribución de muestreo de la estadística de correlación utilizando una prueba de aleatorización. La prueba de aleatorización se basa en la hipótesis nula de que las series de tiempo de captura e índices de abundancia representan un ordenamiento aleatorio de observaciones sin asociación subyacente.

Debe enfatizarse que $relF$ no es necesariamente un indicador adecuado de la tasa de pesca asociada al rendimiento máximo sostenible (F_{MSY}), ya que este parámetro sólo estima la tasa de mortalidad promedio a la que el stock fue capaz de reemplazarse. Por lo tanto, mientras que la $relF$ definida como mortalidad por pesca de reemplazo promedio es una condición necesaria para un proxy F_{MSY} , no es suficiente, ya que el stock podría teóricamente ser llevado al punto estable bajo una infinidad de estados de biomasa.

➤ Interpretación de los resultados AIM utilizando gráficos de seis plots (Rago y Legault, 2009)

Se analizan las relaciones entre las capturas, el índice de abundancia, la F relativa, las tasas de reemplazo y el tiempo en una serie de gráficos de seis plots para cada especie. Los cuatro plots superiores ilustran las interrelaciones entre $\ln(relF_t)$, $\ln(y_t)$, I_t , y el tiempo t . Los dos plots inferiores ilustran los patrones temporales entre la captura C_t y $\ln(relF_t)$.

El plot A representa $\ln(y_t)$ vs $\ln(relF_t)$. La fuerza de la asociación lineal puede deducirse de la forma de la elipse de confianza, que rodea a los puntos. Cuando la asociación es fuerte la elipse será larga y estrecha; Cuando la asociación es débil la elipse se acercará a un círculo. La línea diagonal representa la estimación de regresión robusta y la línea horizontal representa la tasa de reemplazo de 1.0. La intersección de la línea diagonal con la línea de sustitución representa la estimación de $relF_{threshold}$. La intersección de la línea de regresión con una línea horizontal con una tasa de reemplazo de 1.1 (no se muestra) representa la estimación de $relF_{target}$.

El plot C representa la relación entre $\ln(I_t)$ y $\ln(relF_t)$. Si la población disminuye con el aumento de la mortalidad por pesca y aumenta cuando se reduce la mortalidad por pesca, la población debe moverse hacia arriba y hacia abajo en una isoclina lineal.

Como ejemplo, se incluye el gráfico de seis plots para la cigala (fig.8). Los plots B, D y F muestran la serie temporal de la tasa de reemplazo (replacement ratio), el índice de la abundancia, y la F relativa, respectivamente. La relación entre la tasa de reemplazo y F relativa en el plot A es la clave para entender la influencia de la mortalidad por pesca en el tamaño de la población. El plot A describe la relación entre dos variables ordenadas por el tiempo. El grado de asociación entre estas variables se caracteriza por un elipsoide bivariante gaussiano con un nivel de probabilidad nominal de $p = 0.6827$ equivalente a \pm uno desviación estándar sobre la media de las variables x e y . Los ejes primario y secundario de la elipse son el primer y segundo componentes principales, respectivamente.

El valor esperado de la correlación entre la tasa de reemplazo y F relativa es negativo. La estimación empíricamente derivada de la distribución de muestreo para el coeficiente

de correlación, a través de la prueba de aleatorización, proporciona una manera de juzgar el significado de la línea de regresión robusta.

El valor predicho de $relF$ en el que la tasa de reemplazo es 1.0 es definido por la Ec. 8 y denotada por la línea vertical en el Panel A y B. La precisión de ese punto depende en gran parte de donde se encuentra dentro de la elipse de confianza. Si la elipse de confianza está casi centrada alrededor del punto de intersección, entonces la precisión de $relF_{threshold}$ será alta. Esto también indica que con el tiempo, se ha observado una amplia gama de F y tasas de reemplazo mayores de uno. Por el contrario, cuando el punto de intersección se encuentra en la parte superior izquierda de la elipse, la precisión será baja.

Para facilitar la detección de los patrones temporales, se aplica un suavizado en los plots B, D y F. Una tensión relativamente baja de 0.3 (es decir, el 30% de la amplitud de datos se utiliza para la estimación de cada valor Y suavizado) se utiliza para permitir una flexión más sensible de la línea suavizada.

El último punto a destacar es que la trama de seis plots puede permitir que se desarrolle una imagen razonable de la dinámica de la población en relación con la explotación. Durante el periodo estudiado, la tasa de reemplazo para la cigala fue inferior a uno hasta 2011 y luego aumento a dicho valor hasta el final del periodo (Panel A). Esto fue acompañado por un aumento de los índices de abundancia (Panel D). Las capturas estaban aumentando, pero el año 2015 fueron el valor menor de todo el periodo (panel E). En cuanto a la F relativa fue fluctuando (panel F) término en 2015 con un valor por debajo del nivel threshold y condujo posteriormente a una relación de reemplazo superior a uno. Las interrelaciones entre los paneles B, D y F se asemejan a la cinética de las reacciones químicas simples y, conceptualmente, se debe buscar la contrarrestación de las tendencias entre los índices y la influencia de las tendencias en la captura y la abundancia relativa.

La figura siguiente, figura (8), seis plots muestran las tendencias de la biomasa relativa, los desembarcos, la tasa relativa de mortalidad por pesca y las tasas de reemplazo para la cigala. Las líneas discontinuas horizontales representan tasas de reemplazo iguales a 1.0 en (A) y (B), $relF_{threshold}$ en (F) y la biomasa relativa objetivo en (C) y (D). Las líneas verticales discontinuas en (A) y (C) representan $relF_{threshold}$ derivados. Las líneas suaves en (B), (D) y (F) son lisas Lowess (tensión = 0.3). La elipse de confianza en (A) tiene un nivel de probabilidad nominal de 0.68. La línea de regresión en (A) representa una regresión robusta usando la reducción de los residuos de bisquare.

Nephrops (Lag=2)

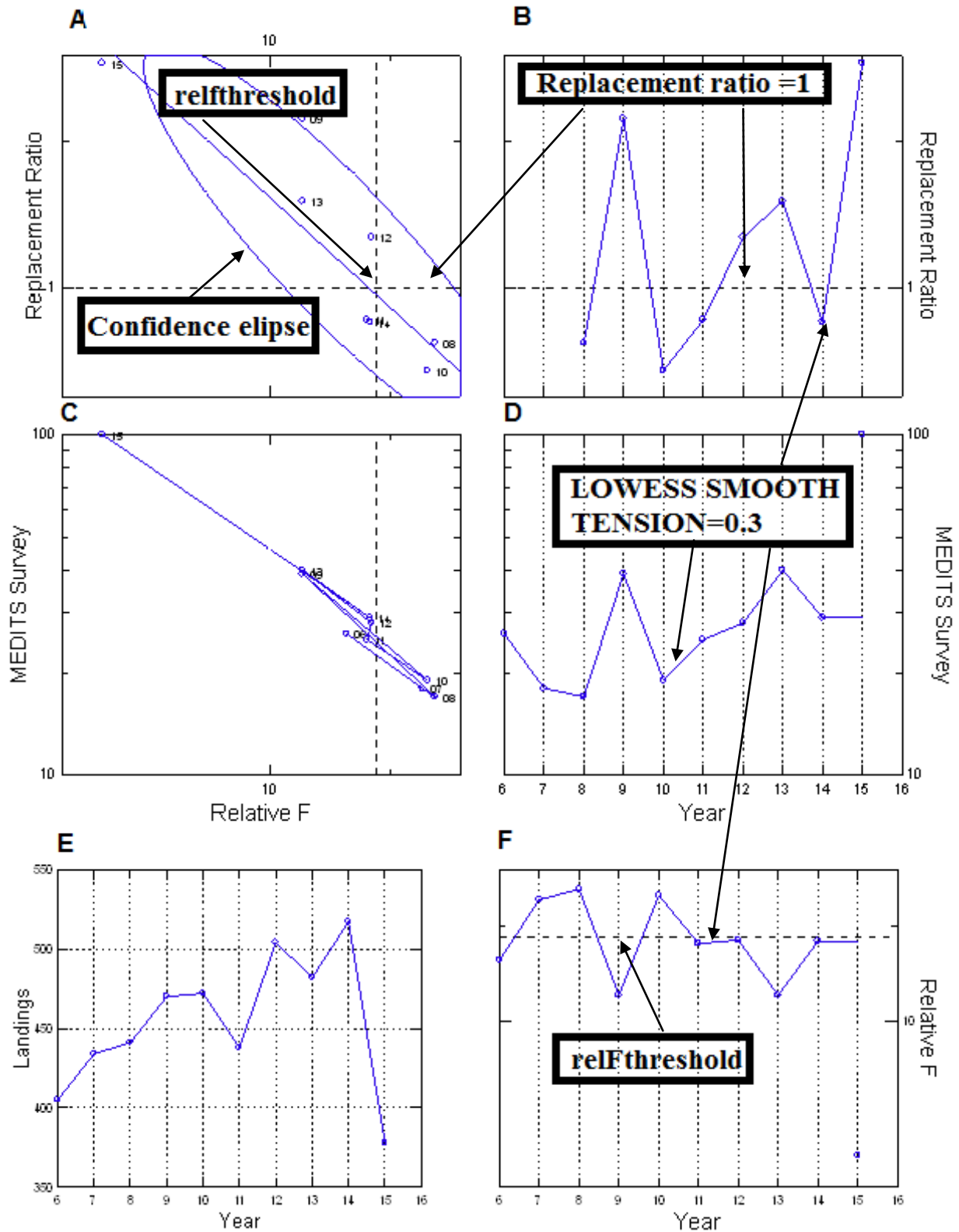


Figura (8). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Nephrops norvegicus* del área GSA6 del Mediterráneo Español (lowess smooth tensión 0.3)

3. Resultados

3.1. Evolución del esfuerzo pesquero (número de barcos, las características de la flota y días de pesca)

Para la serie histórica que abarca desde el año 2006 hasta el año 2015, la flota española de arrastre de fondo en la GSA6 ha experimentado un descenso en el número de sus unidades, pasando de 742 en 2006 a 527 embarcaciones en 2015, con una tendencia a la baja y con un promedio de 615 arrastreros para todos los puertos estudiados (fig.9A).

Respecto a la potencia de las embarcaciones, esta con un promedio de 262 caballos. Se puede apreciar una reducción en la potencia de los motores desde el año 2008 hasta el año 2013 observándose un ligero aumento en dicha potencia en los dos últimos años, la tendencia está bajando alrededor del periodo estudiado (fig.9B).

El Tonelaje de Registro Bruto (TRB) está disminuyendo a lo largo del periodo estudiado, su promedio fue de 44.48 T de arqueo (fig.9C).

El valor promedio de la eslora entre perpendiculares de la embarcación tipo, presenta una tendencia descendente a lo largo del periodo estudiado, observándose un fuerte aumento de la misma al principio de la serie de años (2006-2007) con un posterior descenso de dicha eslora en los años siguientes (2008-2013) para finalizar en los dos últimos años con un incremento. La eslora entre perpendiculares promedio es de 17.79 metros, su mínimo fue en 2013 con 17.65 m, y su máximo fue 17.92 en 2009, con una tendencia a la baja (fig.9D).

En cuanto al número de mareas fue bajando a lo largo de los años estudiados, con un máximo en 2006 de 109658 días y un mínimo de 88220 días en 2015 con un promedio de 95219 días (fig.9E).

En la Tabla adjunta (tab.4), se observa el valor promedio de arrastreros para cada puerto, así como los valores medios de la potencia, el TRB y la eslora (entre perpendiculares) para la serie histórica de los años estudiados. Se ve que el puerto que tiene el máximo número de arrastreros es San Carlos de la Rápita con un promedio de 52 arrastreros, seguido por Santa Pola que se considera un puerto muy importante y tiene un promedio de 51 unidades, otro puerto más importante que tiene un promedio de 41 arrastreros es Villajoyosa, mientras que San Pedro del Pinatar y Torredembarra fueron los puertos que tienen el mínimo número de arrastreros con un promedio de 1 arrastrero. En cuanto a la potencia medio el puerto que tiene máximo caballos fue Roses, seguido por Palamós que tiene un promedio de 349 caballos, pero el puerto que tiene el mínimo promedio de caballos fue Torredembarra con 113 caballos. Casas de Alcanar fue el puerto con mínimo promedio de TRB con 29.4, mientras que Mataró fue el puerto que tiene el máximo promedio de TRB con 63.5. El valor máximo de la eslora entre perpendiculares fue en Sagunto con 21.6 y el mínimo fue en Peñíscola con 16.1.

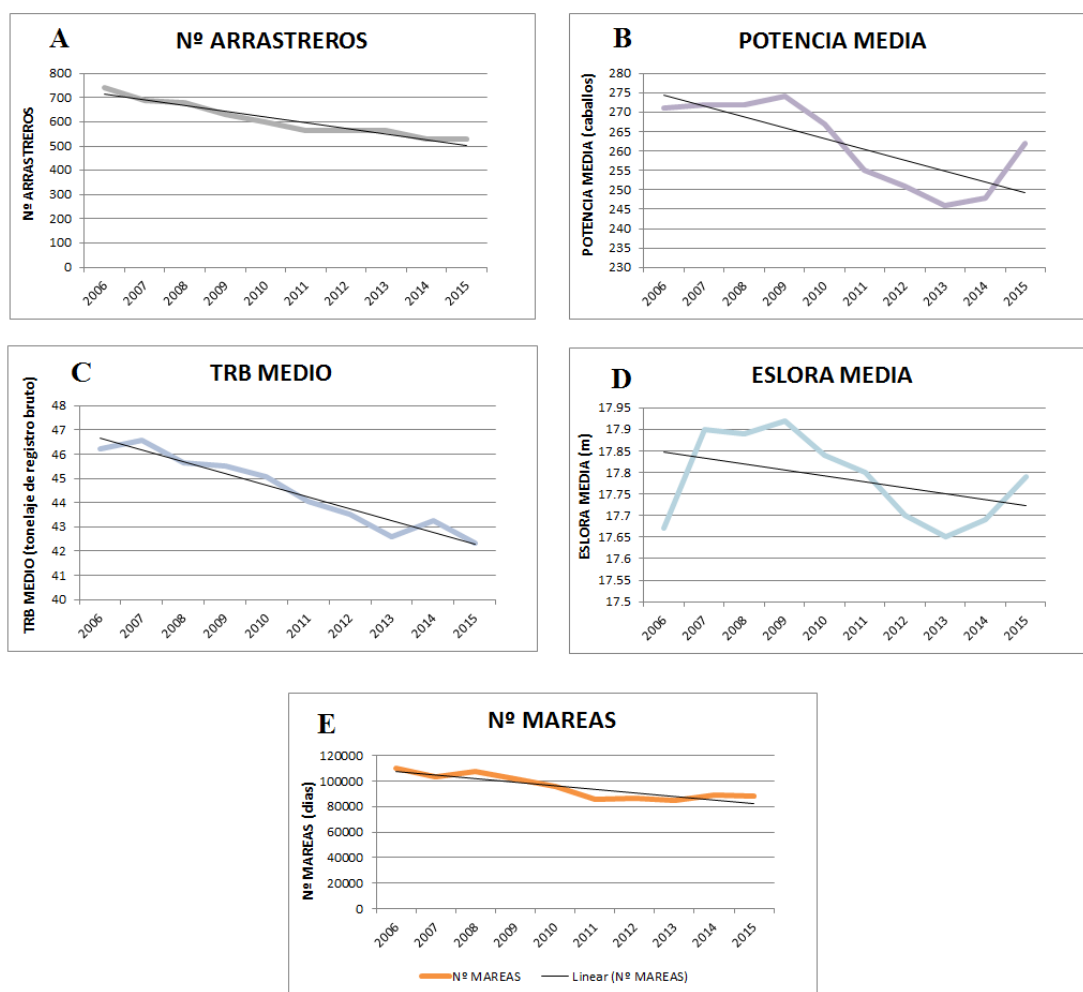


Figura (9). Evolución del esfuerzo pesquero (el número de arrastreros, la potencia media, el TRB medio, la eslora media y el número de mareas) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

En las gráficas de la evolución de la flota por puertos a lo largo del periodo estudiado, se aprecia que las unidades pesqueras han descendido de una manera importante en los últimos años, y para la mayoría de los puertos, como consecuencia de la política comunitaria para la reducción del esfuerzo pesquero. En el estudio actual según nuestros resultados se eligieron algunos puertos, que el número de sus arrastreros ha descendido de forma muy clara alrededor del periodo estudiado, mientras que el resto de los puertos la disminución no fue tan clara. Al observar el puerto San Carlos se pasó de 65 arrastreros en 2006 a 45 arrastreros en 2015, lo mismo paso con el puerto Arenys de Mar que al final del periodo hay 16 mientras que en 2006 había 23 barcos. En el caso del puerto Cambrils en el 2006 había unos 27 arrastreros que fueron disminuyendo alrededor de los años llegando a 17 arrastreros en 2015. Las unidades de pesca fueron 28 en 2006 en Castellón y en el 2015 están en 16 arrastreros. También en Denia pasaron de 28 arrastreros en 2006 a 17 en 2015. Palamós sus unidades pasaron de 41 en 2006 a 26 en 2015. Peníscola los arrastresros bajaron de 41 en 2006 a 25 en 2015. En el caso de Santa Pola, Tarragona y Villajoyosa pasaron sus unidades de 65, 44 y 55 en 2006 a 34, 31 y 34 en 2015 respectivamente (fig.10).

En general, se observa en todos los puertos estudiados un descenso en el número de embarcaciones de arrastre, pasando de un total de 742 en 2006 a un total de 527 en el año 2015, lo que supone una reducción de un 29 %.

Tabla (4). El valor promedio de arrastreros para cada puerto del área GSA6 del Mediterráneo Español y los valores medios de potencia, TRB y eslora (entre perpendiculares) entre 2006 y 2015

| Puerto | Arrastreros | Potencia (cv) | TRB | Eslora (m) |
|-------------------------|-------------|---------------|-----|-------------|
| Ametlla | 26 | 269 | 46 | 18 |
| Ampolla | 4 | 228 | 42 | 17 |
| Arenys de Mar | 17 | 253 | 43 | 16 |
| Barcelona | 16 | 347 | 56 | 20 |
| Blanes | 19 | 286 | 43 | 16 |
| Cambrils | 22 | 260 | 39 | 17 |
| Casas de Alcanar | 6 | 185 | 29 | 16 |
| Mataró | 4 | 283 | 64 | 20 |
| Palamos | 34 | 349 | 48 | 18 |
| Roses | 24 | 377 | 56 | 20 |
| San Carlos de la Rápita | 52 | 209 | 32 | 16 |
| Tarragona | 37 | 256 | 41 | 17 |
| Torredembarra | 1 | 113 | 28 | 16 |
| Vilanova y la Geltrú | 28 | 206 | 37 | 17 |
| Altea | 18 | 315 | 58 | 18 |
| Benicarló | 27 | 248 | 36 | 18 |
| Burriana | 13 | 270 | 43 | 18 |
| Calpe | 29 | 284 | 53 | 19 |
| Campello | 2 | 158 | 44 | 17 |
| Castellón | 21 | 369 | 54 | 21 |
| Cullera | 15 | 256 | 36 | 17 |
| Denia | 24 | 304 | 51 | 19 |
| Gandía | 10 | 250 | 41 | 18 |
| Peñíscola | 31 | 213 | 31 | 16 |
| San Pedro del Pinatar | 1 | 150 | 62 | 18 |
| Jávea | 12 | 317 | 52 | 20 |
| Santa Pola | 51 | 268 | 52 | 19 |
| Valencia | 9 | 208 | 38 | 16 |
| Villajoyosa | 41 | 265 | 50 | 18 |
| Vinaroz | 17 | 267 | 41 | 18 |
| Sagunto | 4 | 282 | 42 | 22 |

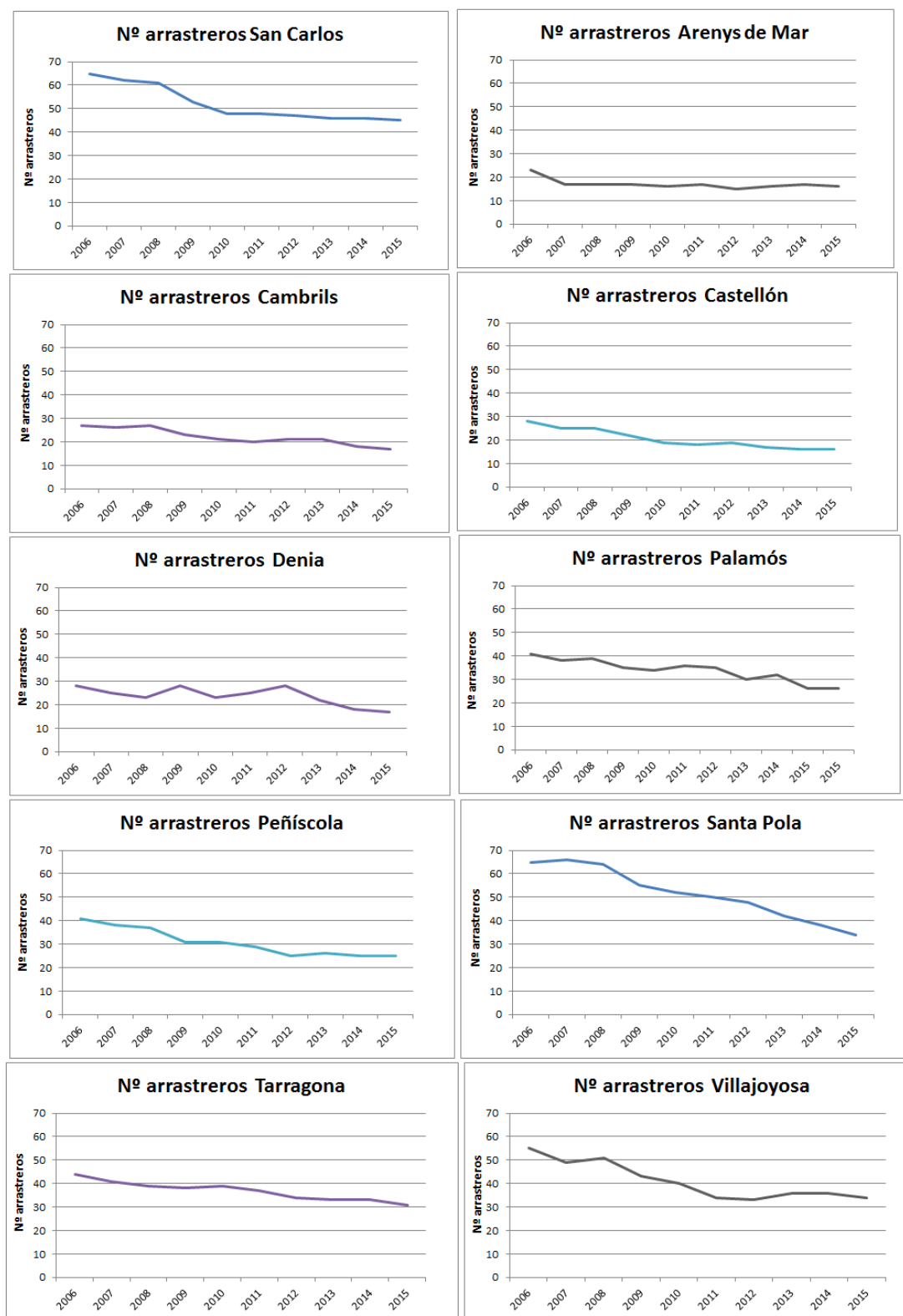


Figura (10). Evolución de la flota del arrastre del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

3.2. Evolución de desembarcos, valor económico y CPUE

3.2.1. Evolución de las capturas y valor económico

En el caso de *Merluccius merluccius*, las capturas a lo largo del periodo estudiado, oscilan entre las 4122 T en 2009 y las 1638 T en 2015 y, observándose un promedio de 2736 T/año. El valor total de las capturas disminuyó de su máximo de 22,8 millones de euros en 2009 a un mínimo de 12,8 millones de euros en 2015, con un promedio de 17,3 millones de euros/año (fig.11A). El precio esta aumentando pero no tan rapido como la disminucion en las toneladas captuadas, el precio medio se encuentra en 6.5 euros/kilo (fig.11B).

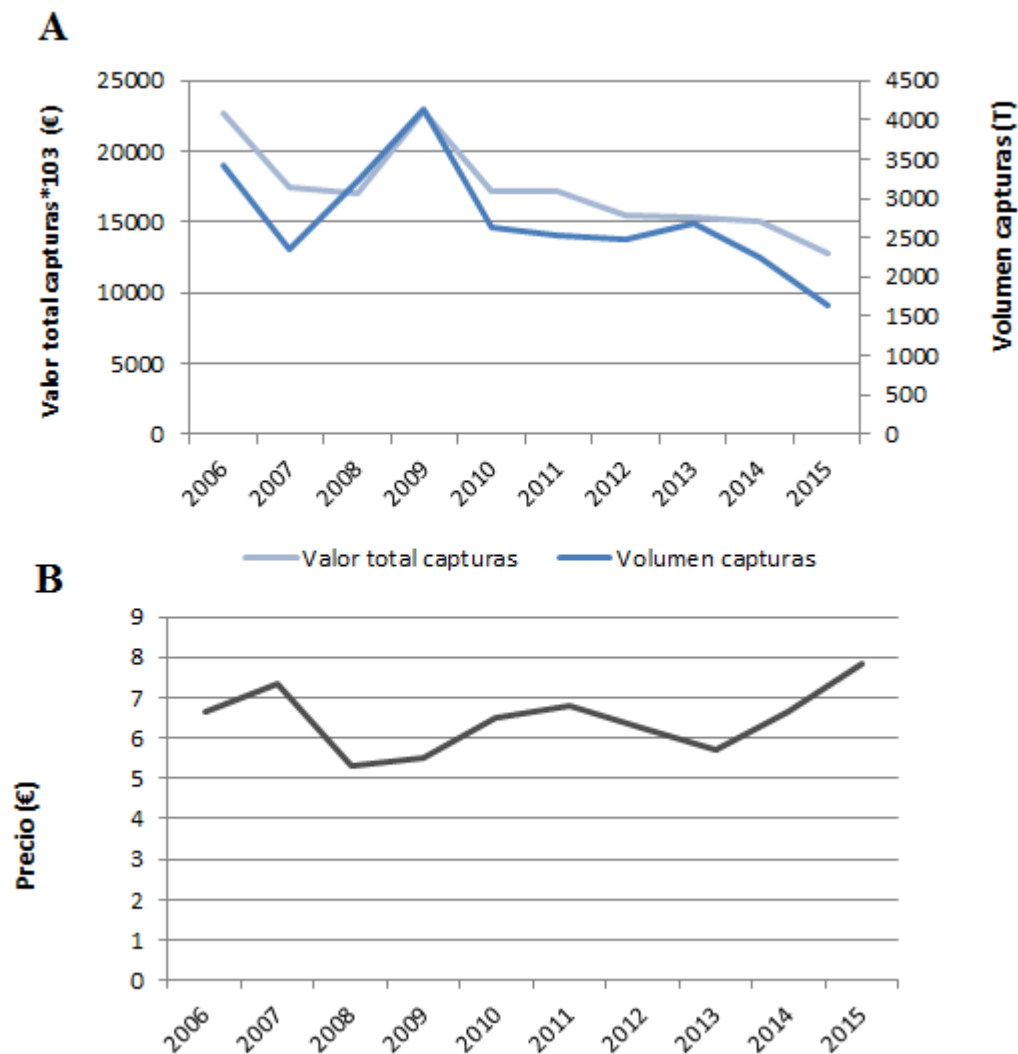


Figura (11). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Merluccius merluccius* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Las capturas de *Mullus barbatus* fluctúan entre las 858 T en el año 2011 y las 1571 T en el 2006, con un promedio de 1067 T/año. Es en el año 2011 cuando se alcanzan los valores anuales mínimos de desembarcos de todo el periodo, con valores por debajo de las 900 T anuales, aunque posteriormente las capturas se incrementan ligeramente. El valor total de las capturas fue bajando llegando a su mínimo en 2008 con 4,5 millones de euros, con un promedio de 7,2 millones de euros/año (fig.12A). El precio por kilo en el periodo de estudio se mantiene bastante constante oscilando sobre los 6.7 euros/kilo (fig.12B).

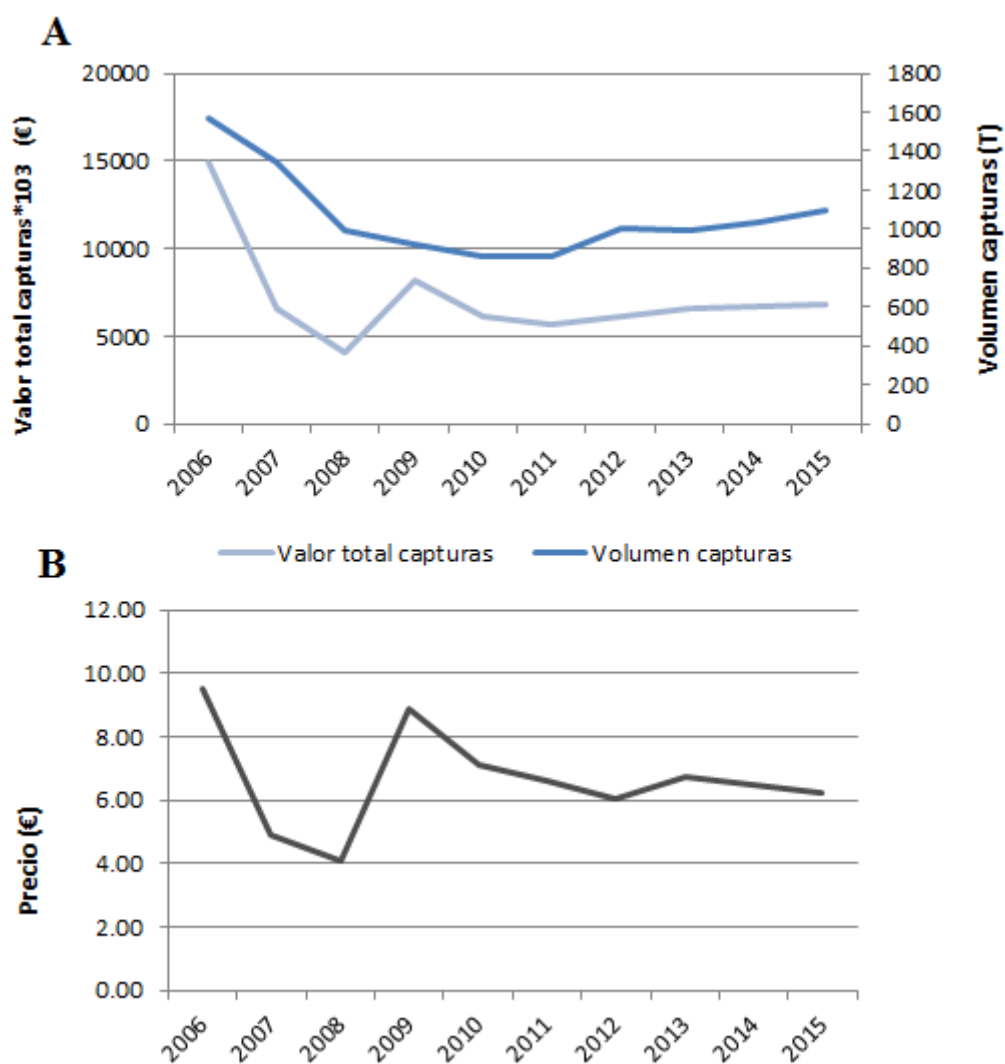


Figura (12). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Mullus barbatus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

En cuanto a los desembarcos de *Mullus surmuletus*, se observa una variación en las capturas que van desde las 479 T en 2006, pasando por las 285 T en el año 2008 (como valor mínimo) hasta las 384 T del año 2015. El promedio de las capturas fue de 353 T. El volumen anual de desembarcos se reduce de forma importante desde el año 2006 hasta el 2008, manteniéndose más o menos constante hasta el 2011, año a partir del cual las capturas aumentan progresivamente, apreciándose en líneas generales un leve descenso en la tendencia. El valor total de las capturas aumenta de forma moderada, su promedio fue de 3,2 millones de euros/año (fig.13A). A lo largo del periodo estudiado, el precio fue de 9.4 euros/kilo oscilando entre los 7.2 euros/kilo (2007) y los 12.5 euros/kilo (2009) (fig.13B).

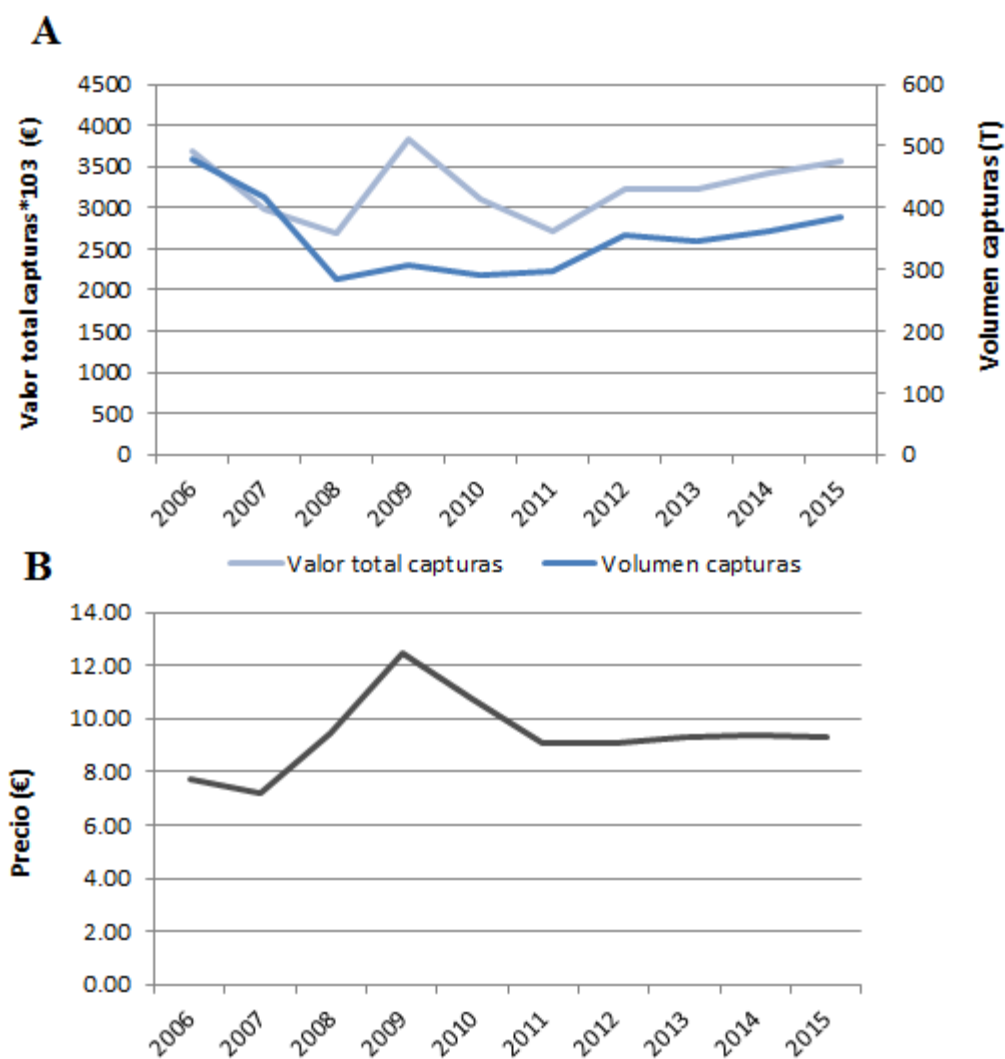


Figura (13). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Mullus surmuletus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Viendo los desembarcos declarados de *Lophius budegassa*, en 2008 se capturaron 810 toneladas (valor mínimo), mientras que las capturas máximas corresponden al año 2014 con 1286 toneladas. Se observa una clara disminución progresiva de las capturas medias anuales por desembarco hasta alcanzar sus valores mínimos durante el año 2008, pero es a partir del 2010 cuando se observa un aumento gradual en las mismas hasta al final de la serie. Posteriormente y al igual como sucedía con el caso de las capturas el valor total de las capturas aumenta a partir del año 2010. El descenso en el valor total de las capturas, es importante ya que pasamos de unos valores medios superiores a los 7,8 millones de euros en el año 2006 a 5,4 millones de euros en el año 2009, que corresponde al mínimo del periodo analizado (fig.14A). El valor medio, desde el punto de vista económico fue de 6 euros/kilo (fig.14B).

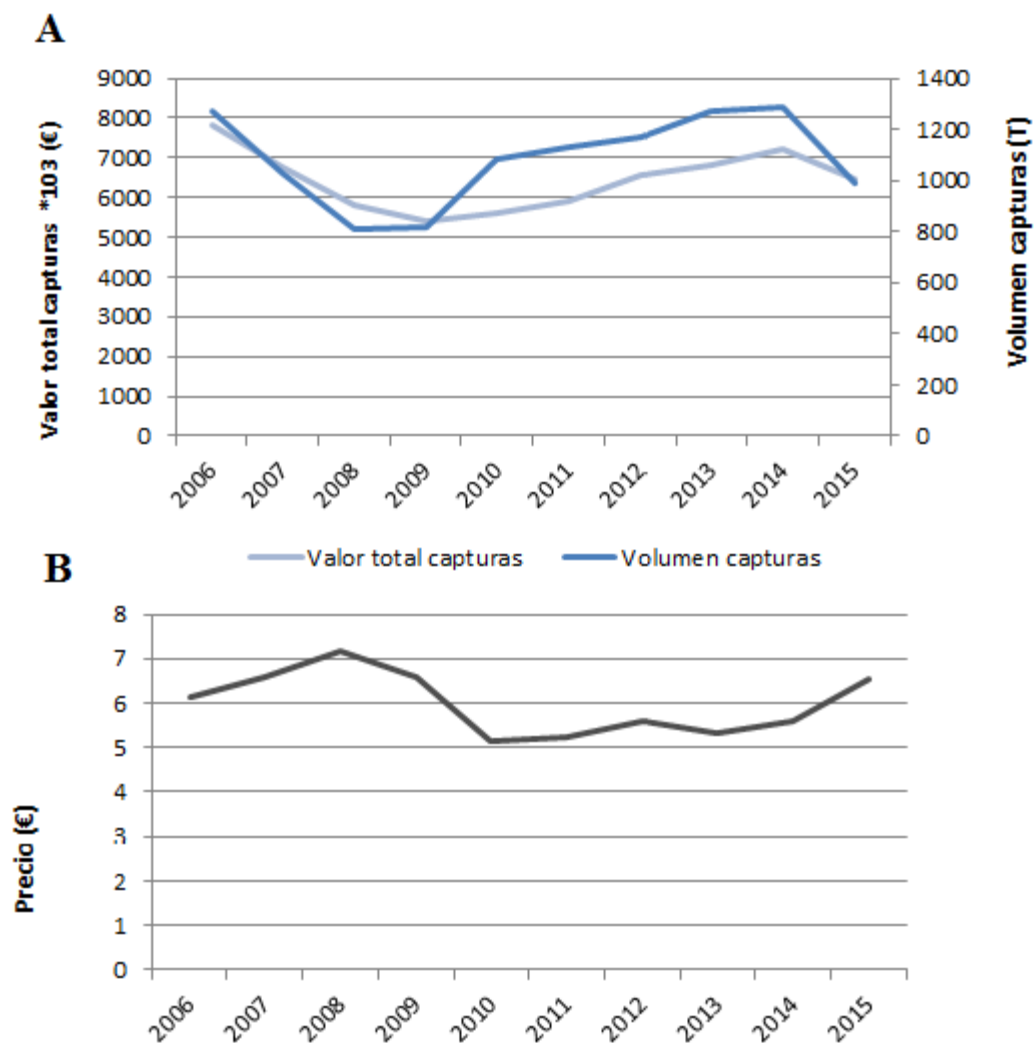


Figura (14). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Lophius budegassa* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Las capturas de *Micromesistius poutassou* a lo largo del periodo estudiado, oscilan entre las 5095 T en 2006 y las 555 T en 2015, observándose un promedio de 1943 T/ año. Durante toda la serie histórica se observa una clara y progresiva disminución del volumen total anual de capturas acompañada estas también con un descenso del valor total de las capturas que disminuyó de los 5,1 millones de euros en 2006 a 1,7 millones de euros en 2015 (fig.15A). En esta especie, se puede apreciar claramente que ha habido un descenso grande en las capturas lo que ha motivado un importante aumento en el precio de las mismas pasando de costar el kilo en 2006 unos 0.99 euros a costar 3.13 euros en el año 2015 (fig.15B).

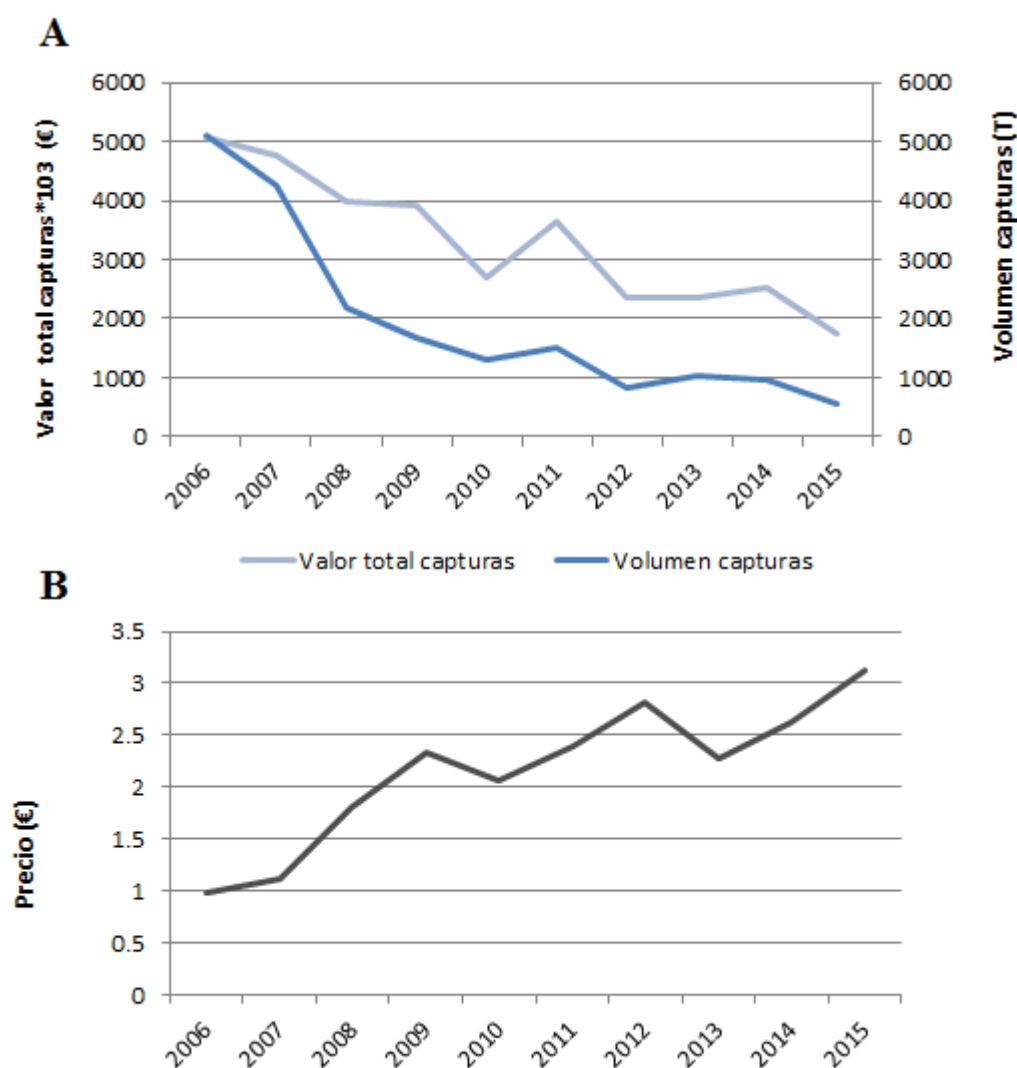


Figura (15). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Micromesistius poutassou* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Los valores anuales desembarcados de *Trisopterus minutus* disminuyeron de forma importante entre 2006, donde se capturaron unos 1371 T y 2009 en que se desembarcaron 497 T, siendo el año 2015 donde se obtuvo el mínimo de capturas con 469 T. Se ve también que lo que ocurre con las capturas ocurre con su valor total, que bajo de su máximo en 2006 con unos 3,4 millones de euros a unos 1,2 millones de euros al final del periodo estudiado (fig.16A). A lo largo del periodo, el precio fue de 1.9 euros/kilo (fig.16B).

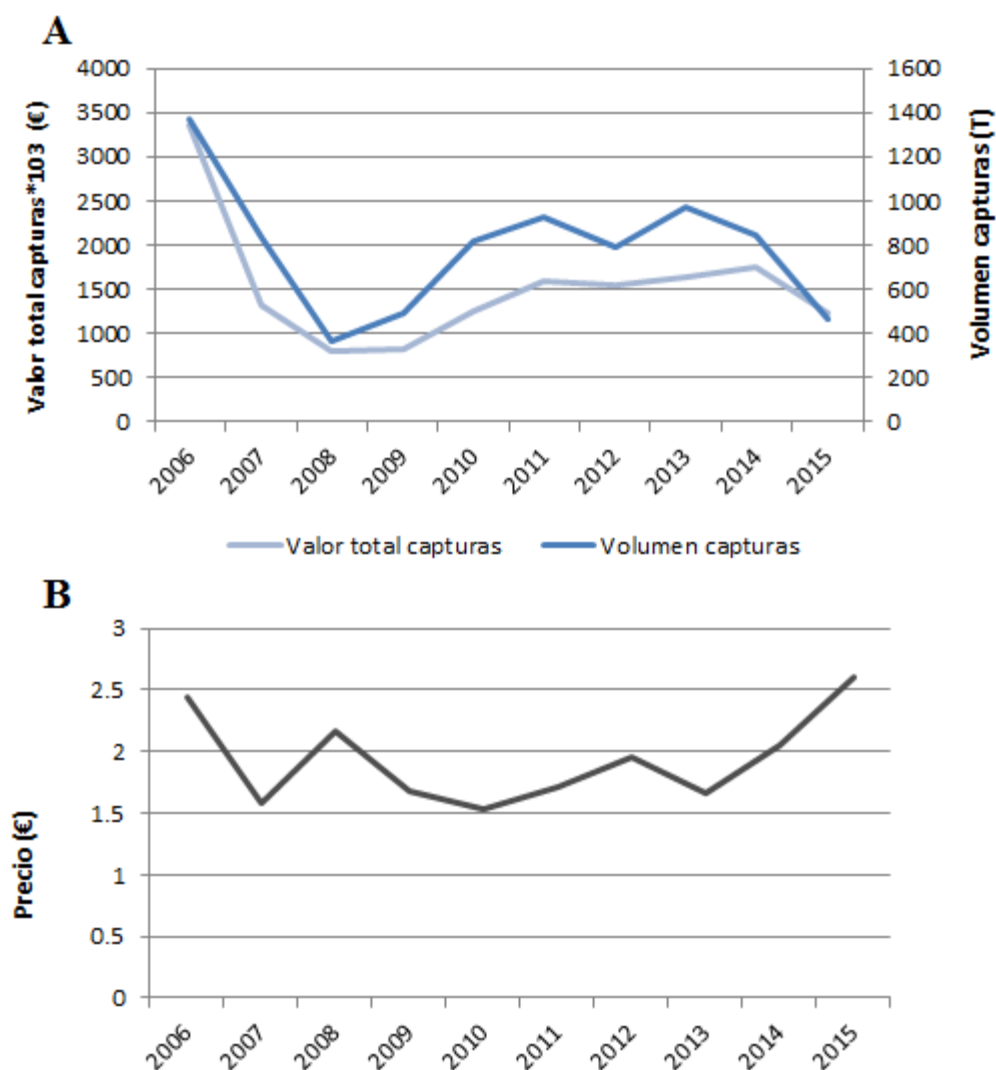


Figura (16). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Trisopterus minutus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Al mirar los desembarcos de la serie histórica de *Phycis blennoides*, se observan unos valores constantes tanto en el volumen capturado como en el valor total de las capturas. El promedio de las capturas fue de 411 toneladas al año (fig.17A). El valor desde el punto de vista económico fue de 2.9 euros/kilo (fig.17B).

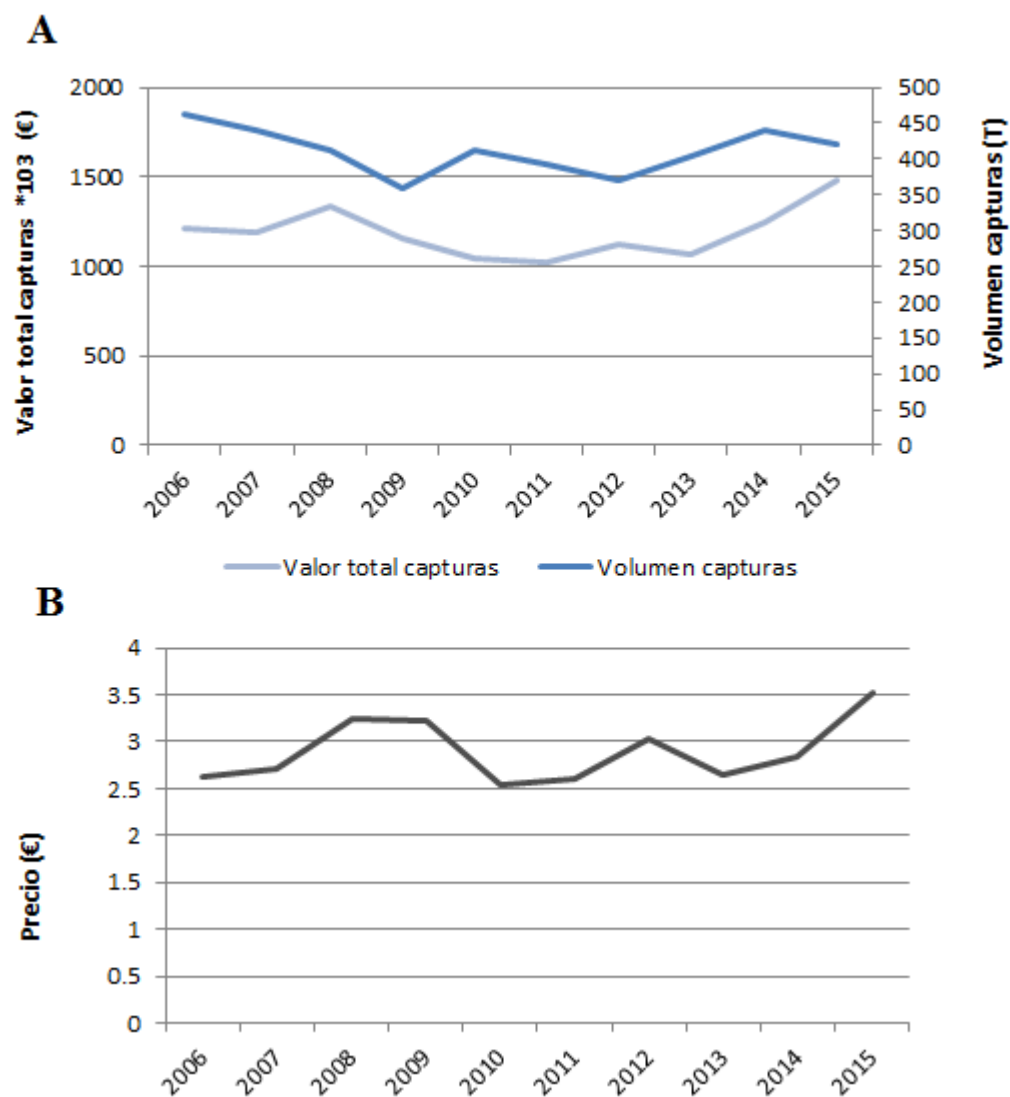


Figura (17). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Phycis blennoides* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Con respecto a *Aristeus antennatus*, las capturas fluctúan entre las 445 T en el año 2006 y las 831 T en 2015, con un promedio de 642 T. La serie histórica de desembarcos muestra una tendencia de aumento general en los últimos 5 años. En cuanto al valor total de las capturas, esta con un promedio de 20,4 millones de euros/ año (fig.18A). Como consecuencia en el aumento de las capturas, se puede apreciar una leve disminución en el precio de las mismas, el precio por kilo de la gamba roja fue de 32.3 euros (fig.18B).

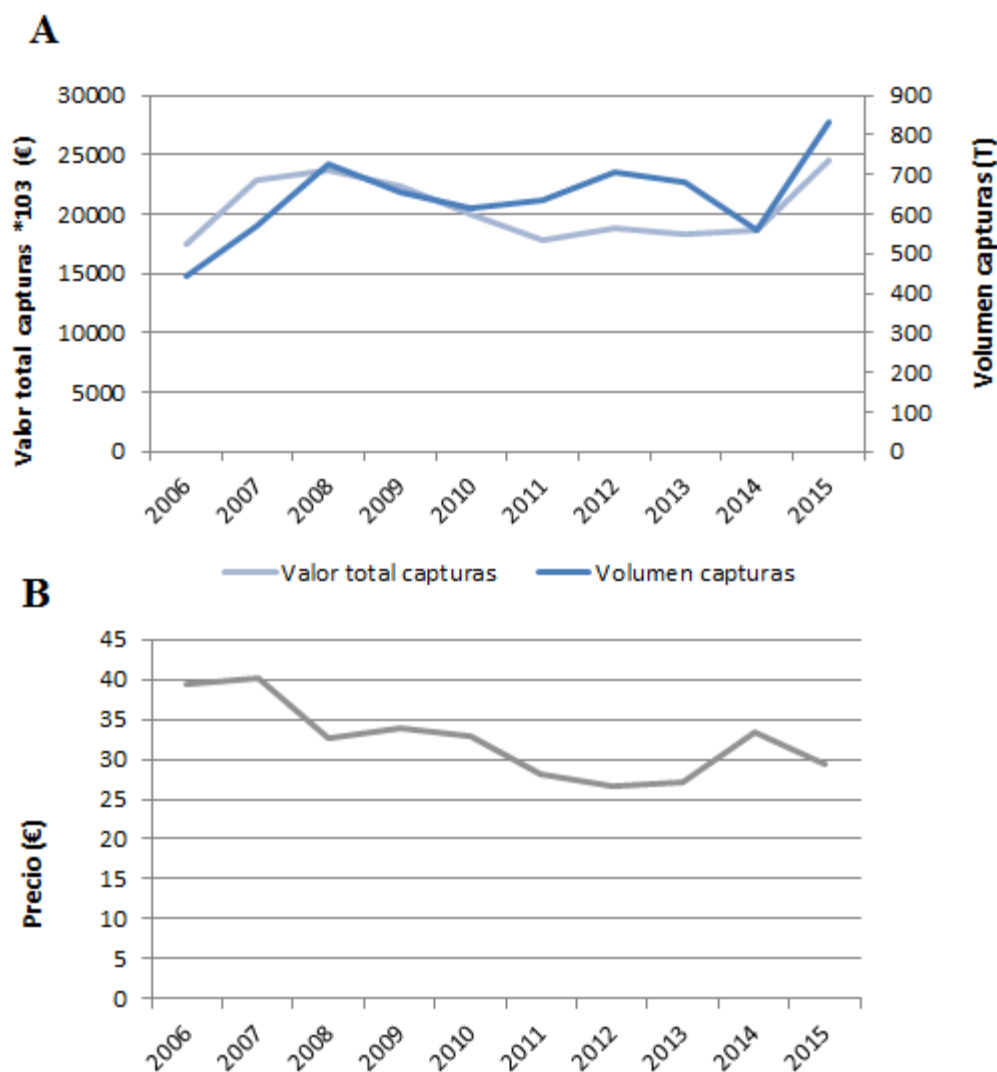


Figura (18). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Aristeus antennatus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Encontraríamos en el período analizado de este estudio, los desembarcos declarados de *Nephrops norvegicus*. En 2015 se capturaron 378 T, como capturas mínimas, mientras que las capturas máximas corresponden al año 2014 con 517 T, con una tendencia bastante estable. El valor total de las capturas estaba bajando hasta al final de la serie de unos 11,7 millones de euros en 2006 a unos 8,2 millones de euros en 2015 (fig.19A). El valor medio desde el punto de vista económico fue de 21.5 euros/kilo con valores que fluctúan entre los 17.1 (2013) y los 29.0 euros/kilo (2006) (fig.19B).

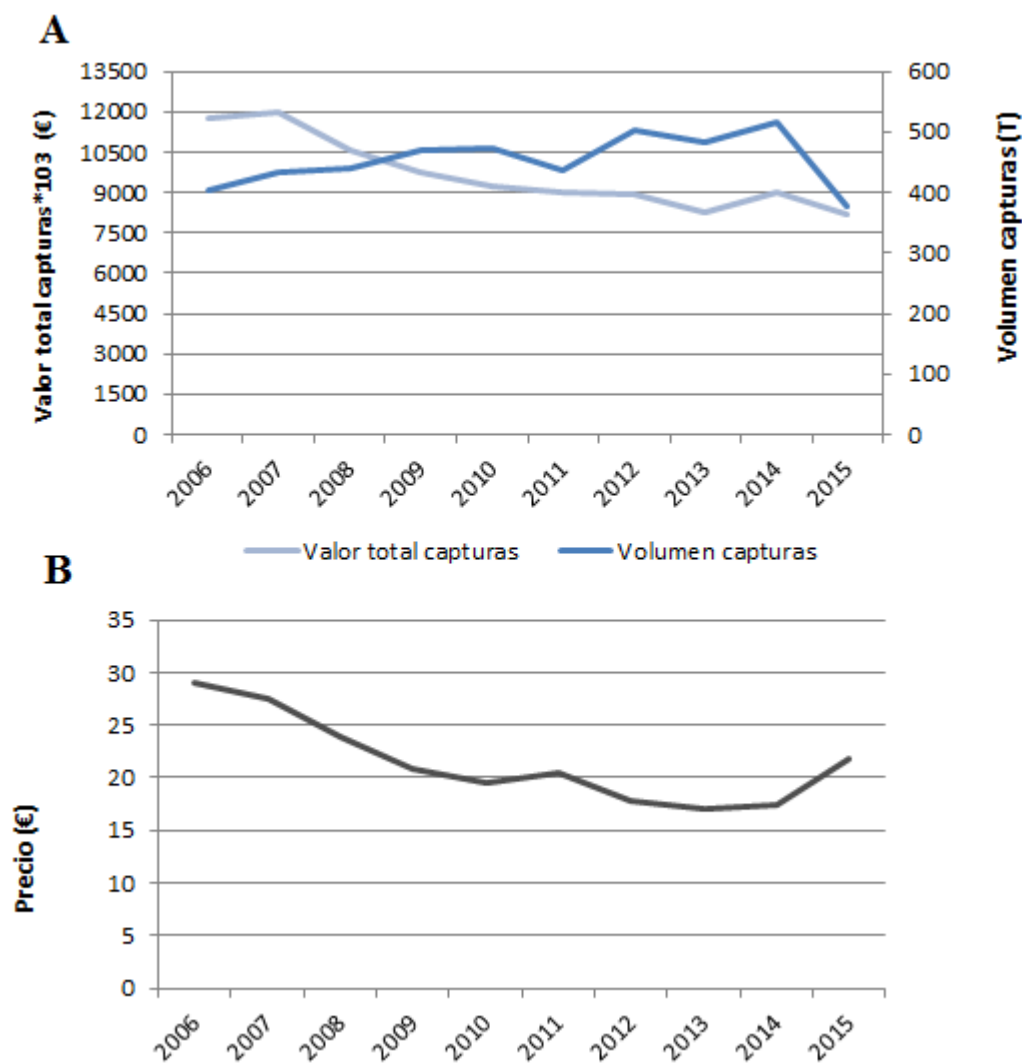


Figura (19). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Nephrops norvegicus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Las capturas a lo largo del periodo estudiado de *Parapenaeus longirostris*, oscilan entre las 27 T en 2006 y las 181 T en 2015, observándose un promedio de 78 T en toda la serie. Observamos que las capturas aumentaron prácticamente a 5 veces entre dichos años con lo cual la tendencia es claramente ascendente. También lo mismo sucedió con el valor total de las capturas que aumento de su mínimo en 2006 con unos 883304 mil euros a un máximo de 2,9 millones de euros en el 2015 (fig.20A). Los precios fluctúan entre los 32.2 euros/kilo (2006) y los 15.3 euros/kilo (2014) con un valor medio de 19.2 euros/kilo (fig.20B).

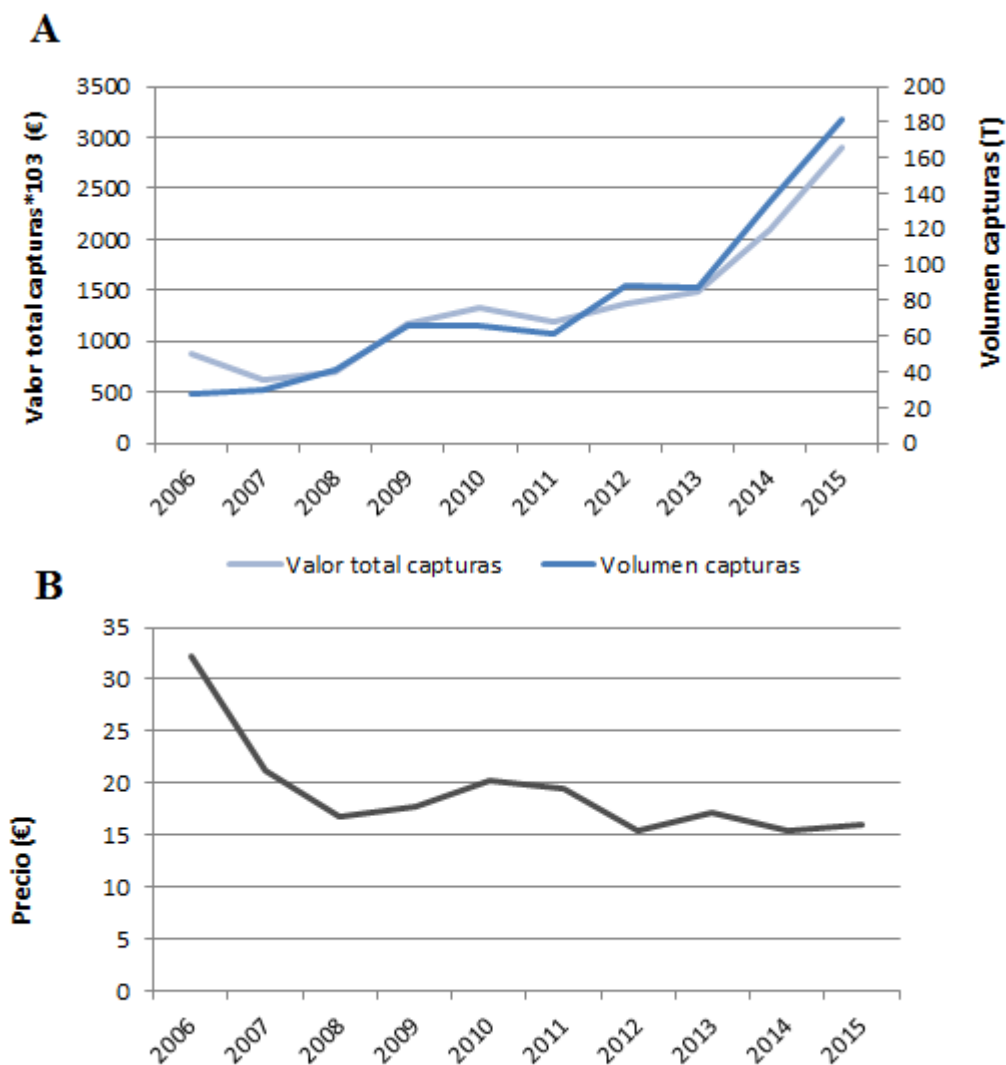


Figura (20). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Parapenaeus longirostris* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Las capturas de *Squilla mantis* se mantienen en valores semejantes a lo largo del periodo estudiado, entre las 700 y 1000 toneladas con un promedio de 825 T/año. El valor total de las capturas más alto fue de 8,1 millones de euros en 2006 y el mínimo de 2,7 millones de euros en 2013, posteriormente empezó a aumentar, llegando a unos 3,0 millones de euros en el 2015 (fig.21A). El precio por kilo fue de 4.4 euros (fig.21B).

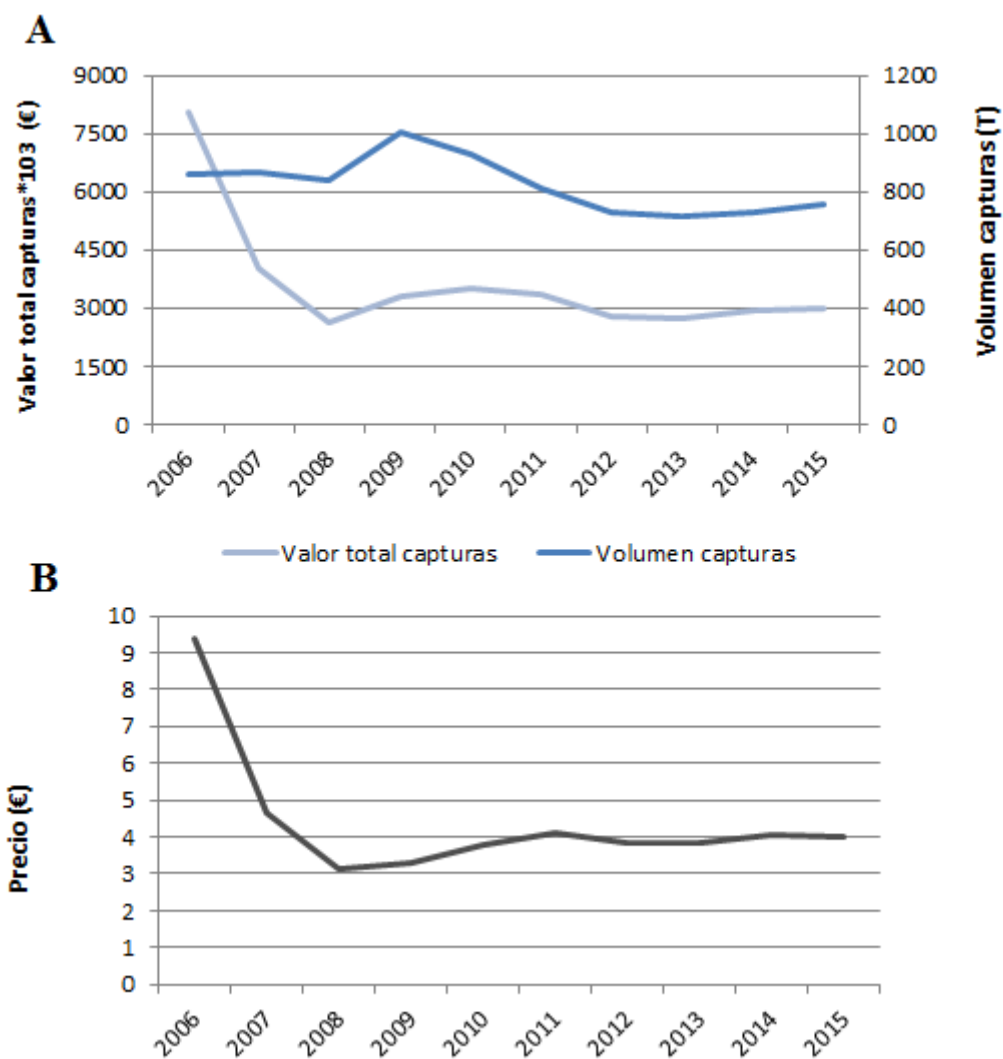


Figura (21). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Squilla mantis* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

En el caso del *Illex coindetii* a lo largo del periodo estudiado, los desembarcos oscilan entre las 59 T en 2006 y las 686 en 2014, observándose un promedio de 360 T/año en toda la serie. Al principio de la serie se aprecia un aumento considerable de las capturas hasta el año 2011, en donde hasta el 2015 las fluctuaciones son considerables debido posiblemente a que al tratarse de una especie de ciclo de vida corto, pueden haberse dado años de reclutamiento muy variable, siendo la tendencia general claramente ascendente aunque en el año 2015 encontramos valores próximos a los valores mínimos del año 2008. Es en el 2007 que se encontró el mínimo del valor total de las capturas, con unos 173676 mil de euros, que luego fueron fluctuando como las capturas llegando a su máximo en 2014 con unos 1,6 millones de euros (Fig.22A). El precio se encuentra en 2.3 euros/kilo, oscilando los precios entre los 0.8 en 2008 y los 3.9 euros /kilo en 2006 (fig.22B).

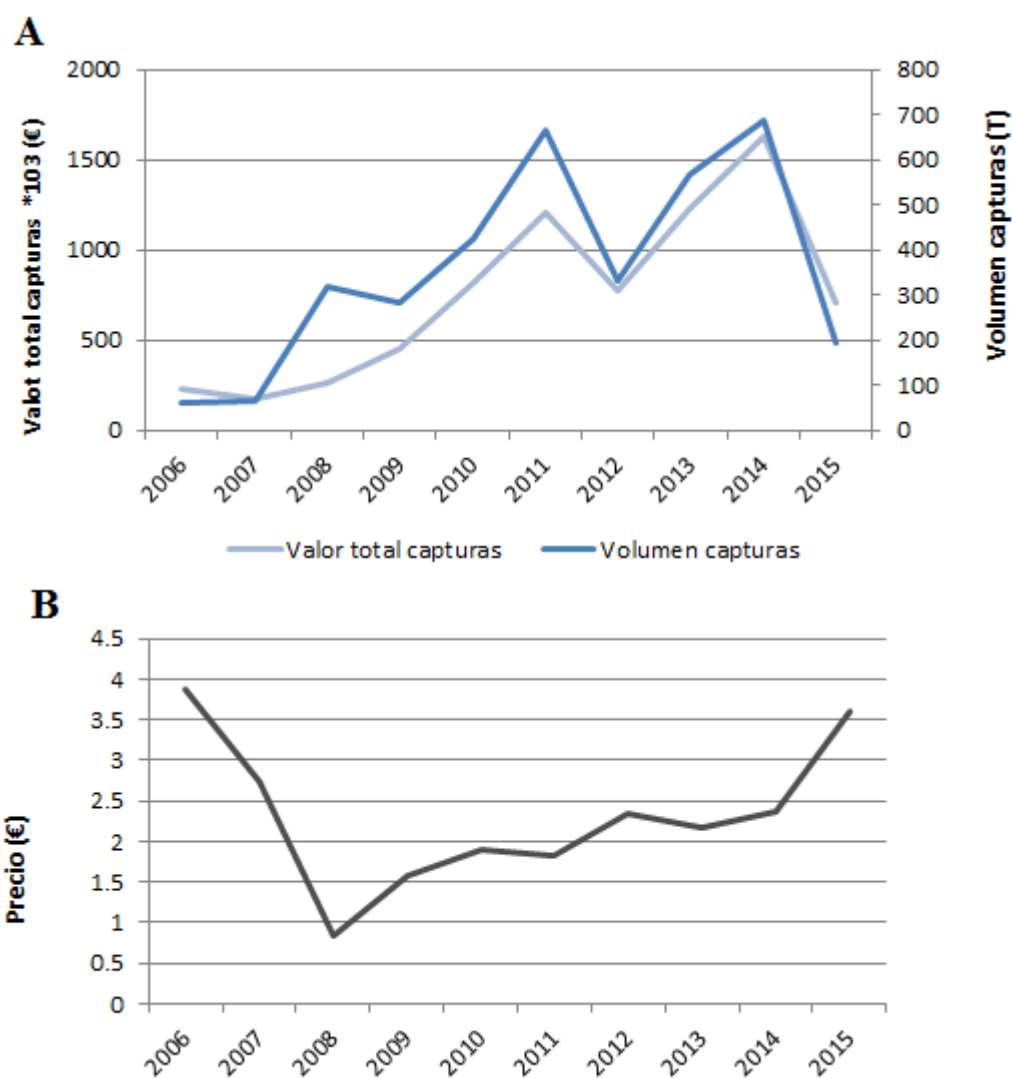


Figura (22). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Illex coindetii* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

En los datos del periodo estudiado de la *Sepia officinalis*, que se presentan en las gráficas siguientes muestran que las capturas totales anuales de esta especie se sitúan en torno a las 481 T, si bien entre el año 2007 y el 2015 se produjo un descenso considerable situándose por debajo de las 400 T en el 2013. En el caso del valor total de las capturas, varía entre unos 3,9 millones de euros en 2006 y unos 2,4 millones de euros en 2013 (mínimo) (fig.23A). A lo largo del periodo, el precio fue de 6.7 euros/kilo (fig.23B).

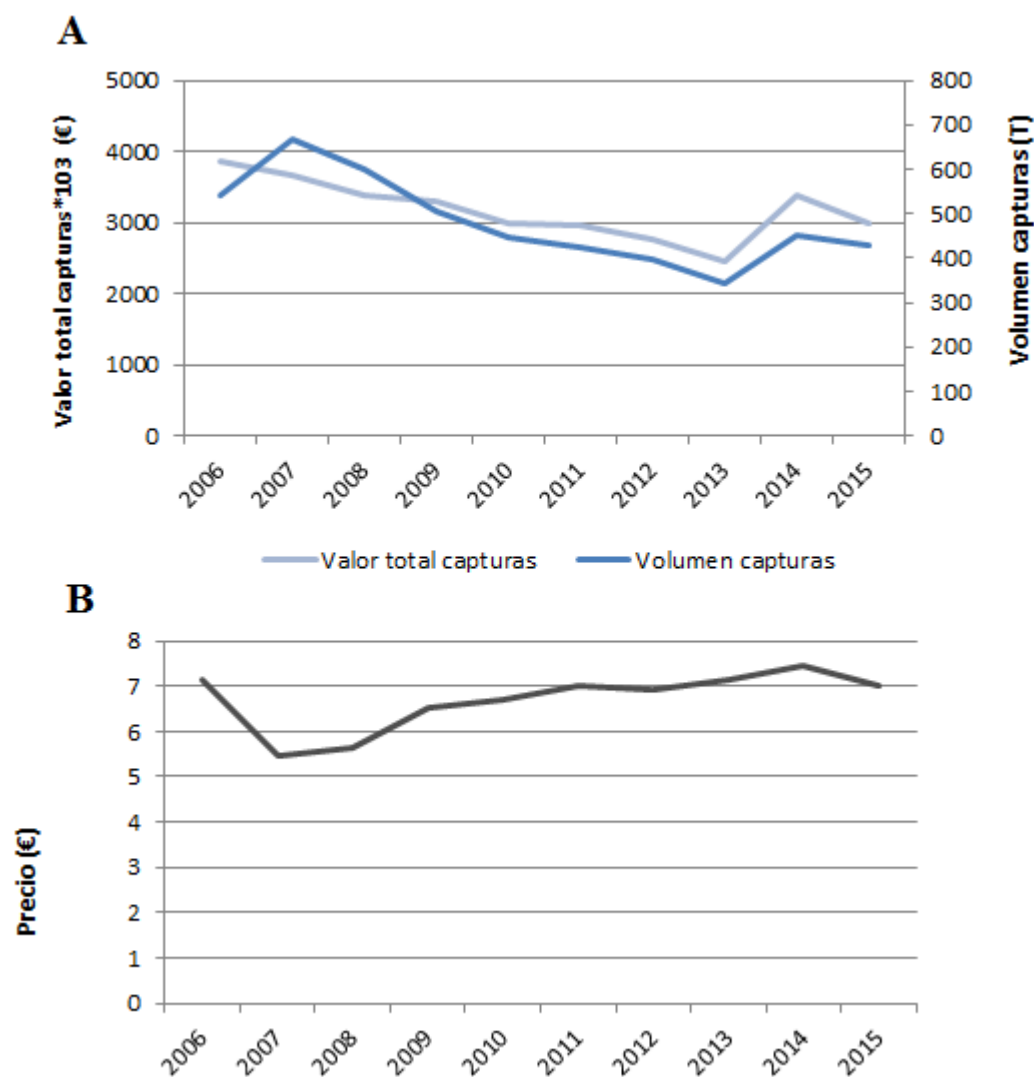


Figura (23). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Sepia officinalis* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Buscando en los datos disponibles de años anteriores al 2006 de *Eledone cirrhosa*, se aprecia que en muchos casos las capturas de los últimos años son inferiores a las máximas encontradas en años precedentes, pero en el 2013 fueron algo superiores a las del 2006 siendo por tanto las capturas de este año las máximas de toda la serie con unos 2104 T. El promedio de capturas fue de 1406 T. El valor total de las capturas fue fluctuando alrededor de los 10 años con un promedio de 3,8 millones de euros (fig.24A). El precio por kilo fue de 2.7 euros siendo este un precio que se ha mantenido bastante constante durante todos los años (fig.24B).

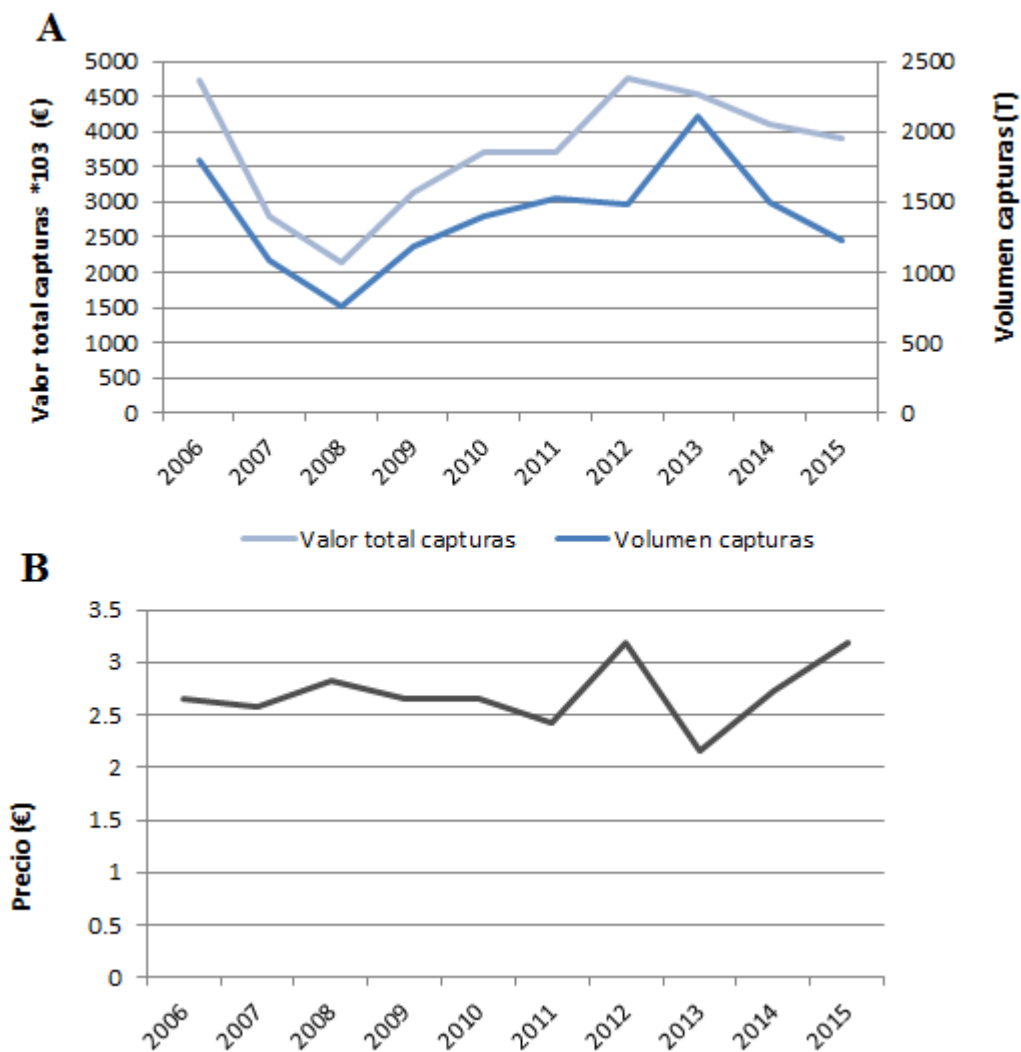


Figura (24). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Eledone cirrhosa* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

Durante el periodo comprendido entre 2006 y 2015 las capturas de *Octopus vulgaris* han descendido desde las 1711 T del año 2006 a las 721 T en el año 2015, apreciándose un aumento considerable de las capturas en el año 2011 (1638 T). El valor total de las capturas varía entre 5,7 millones de euros en 2006 a los 3,4 millones de euros en 2015 (fig.25A). A lo largo del periodo estudiado el precio fue de 3.7 euros/kilo pasando de 3.3 euros/kilo (mínimo) en 2006 a 4.8 euros /kilo en 2015 (máximo) (fig.25B).

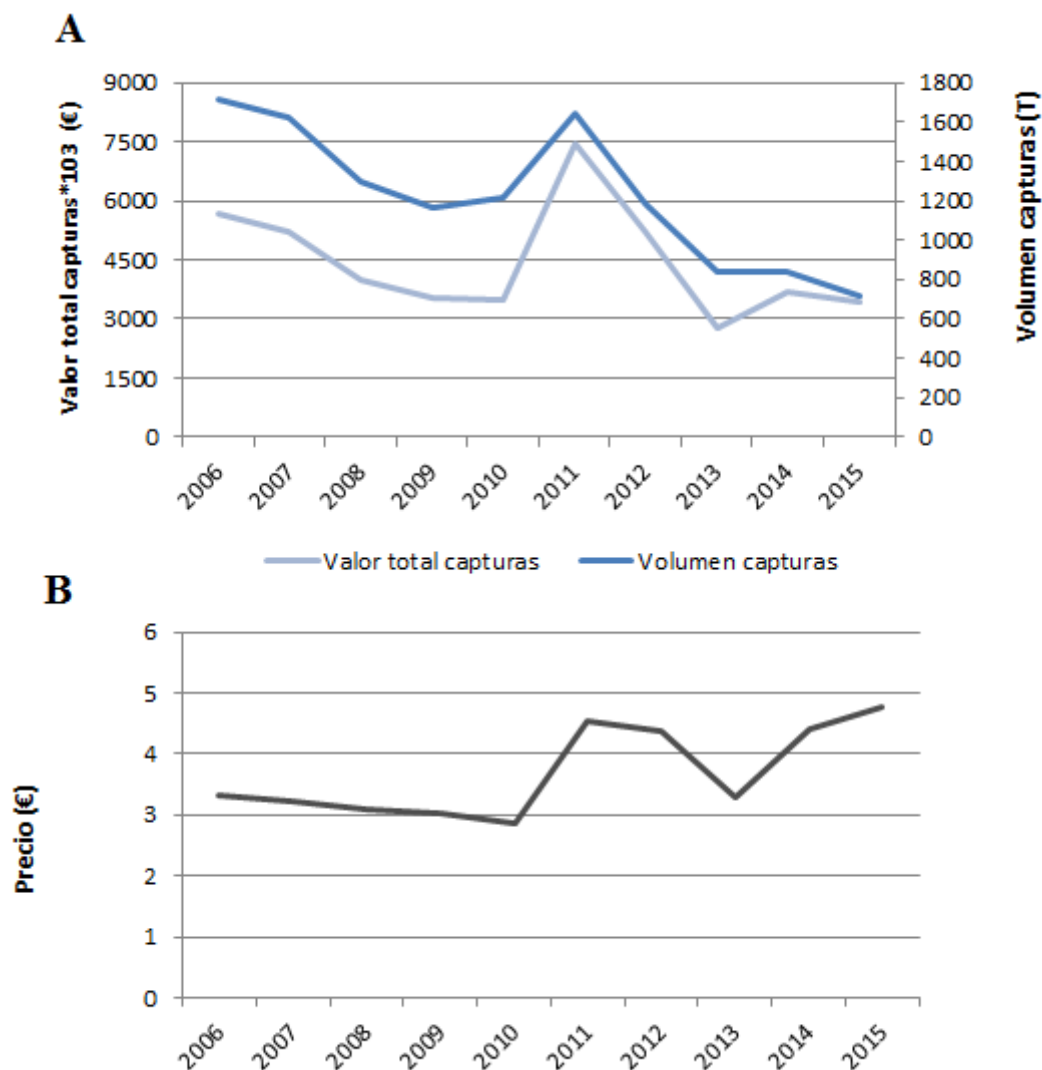


Figura (25). Variación del volumen de captura, el valor total de las capturas (A) y del precio (B) de *Octopus vulgaris* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

3.2.2. Evolución de CPUE

A lo largo del periodo estudiado, se observa un leve descenso en la CPUE (Kg/barco/día) de todas las especies seleccionadas, haciendo referencia a la captura total de kilos de las principales especies seleccionadas. La tendencia total de las capturas en general muestra una ligera tendencia descendente (fig.26, 27), seguramente como consecuencia de la reducción del número de unidades.

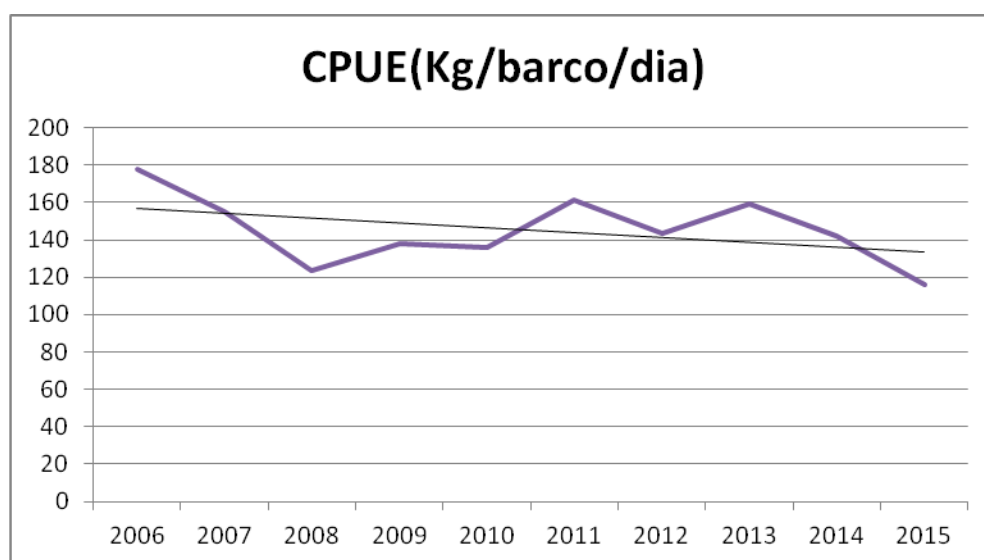


Figura (26). Variación de la CPUE para todas las especies seleccionadas del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

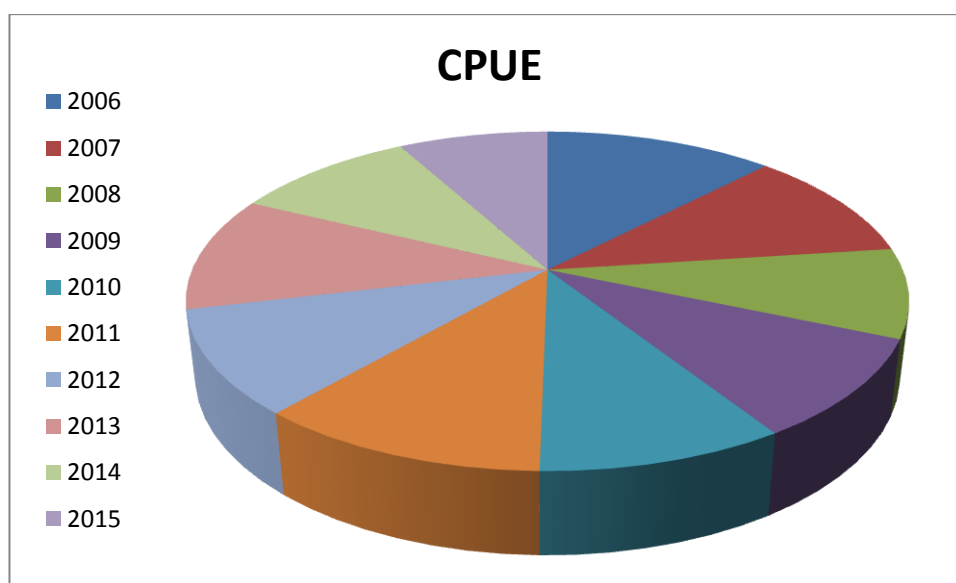


Figura (27). Diagrama muestra la variación de la CPUE para todas las especies seleccionadas del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

En el caso de *Merluccius merluccius*, las CPUE varían entre 22 (2015) y 46 kg/barco/día (2009), con un promedio de 33.1 kg/barco/día (fig.28A).

A lo largo del periodo estudiado, las CPUE de *Mullus barbatus* van desde su máximo en 2006 con 29.5 kg/barco/día a su mínimo de 20 kg/barco/día en 2008, que luego, aumento llegando a un 26 kg/barco/día en 2015 (fig.28B). Respecto a la especie *Mullus surmuletus*, las CPUE varían entre 14.2 (2011) y 23.3 (2006) kg/barco/día con un promedio de 19 kg/barco/día (fig.28C).

Mirando la (fig.29A) se ve que en el caso del especie *Lophius budegassa*, las CPUE varían entre 13.1 (2009) y 19.7 (2013) kg/barco/día. La (fig.29B) muestra que las CPUE de *Micromesistius poutassou*, bajaron de su valor máximo de 184 kg/barco/día en 2006 llegando a un mínimo de 30.4 kg/barco/día en 2015, con un promedio de 78.8 kg/barco/día. Con respecto al *Trisopterus minutus*, sus CPUE fueron de un máximo en 2006 de 25.4 kg/barco/día a unos 10 kg/barco/día en 2008 como valor mínimo, con un promedio de 17.2 kg/barco/día (fig.29C). Mirando la figura (30A) de *Phycis blennoides*, se encuentra que las CPUE varían entre 10.8 (2009) y 13.6 (2013) kg/barco/día con un promedio de 12.3 kg/barco/día.

Respecto a *Aristeus antennatus*, se observa un ascenso en las CPUE (Kg/barco/día), siguiendo esta CPUE una tendencia similar a las capturas totales de gamba roja (toneladas). Las CPUE varían entre 29.2 (2006) y 43.3 (2013) kg/barco/día con un promedio de 36.3 kg/barco/día (fig.30B).

En la figura (30C) se ve que el especie *Nephrops norvegicus*, tiene unas CPUE que fueron aumentando alrededor de los 10 años llegando a 17.4 kg/barco/día como valor máximo en 2012, después decreció a 12.4 kg/barco/día (mínimo) en 2015. Alrededor del periodo estudiado, las CPUE en el caso de *Parapenaeus longirostris* van creciendo de su valor mínimo de unos 2.8 kg/barco/día (2007) a unos 8 kg/barco/día (2015) con un promedio de 5 kg/barco/día (fig.31A). Las CPUE de *Squilla mantis*, no han variado mucho alrededor de los 10 años, varían entre 18.6 (2006) y 23.9 (2010) kg/barco/día con un promedio de 21.6 kg/barco/día (fig.31B).

Para *Illex coindetii*, las CPUE fluctuaron alrededor de los 10 años, y fueron desde un mínimo de 5 kg/barco/día (2006) y 26.4 kg/barco/día (2011) como valor máximo (fig.31C). La figura (32A) muestra las CPUE de *Sepia officinalis*, donde sus valores descendieron desde unos 17 kg/barco/día (2007) como valor máximo a unos 12.8 kg/barco/día (2013), con un promedio de 14.6 kg/barco/día. En el caso del *Eledone cirrhosa*, las CPUE varían entre 15.4 (2008) y 36.7 (2013) kg/barco/día, los últimos dos años, han descendido, llegando en 2015 a unos 21 kg/barco/día (fig.32B). Con respecto a *Octopus vulgaris*, las CPUE fueron descendiendo de 2006-2010 y luego ha aumentado en 2011 a su máximo de 33.2 kg/barco/día, después fue bajando los últimos 4 años, llegando a su mínimo de 15.5 kg/barco/día en 2015 con un promedio de 23 kg/barco/día (fig.32C).

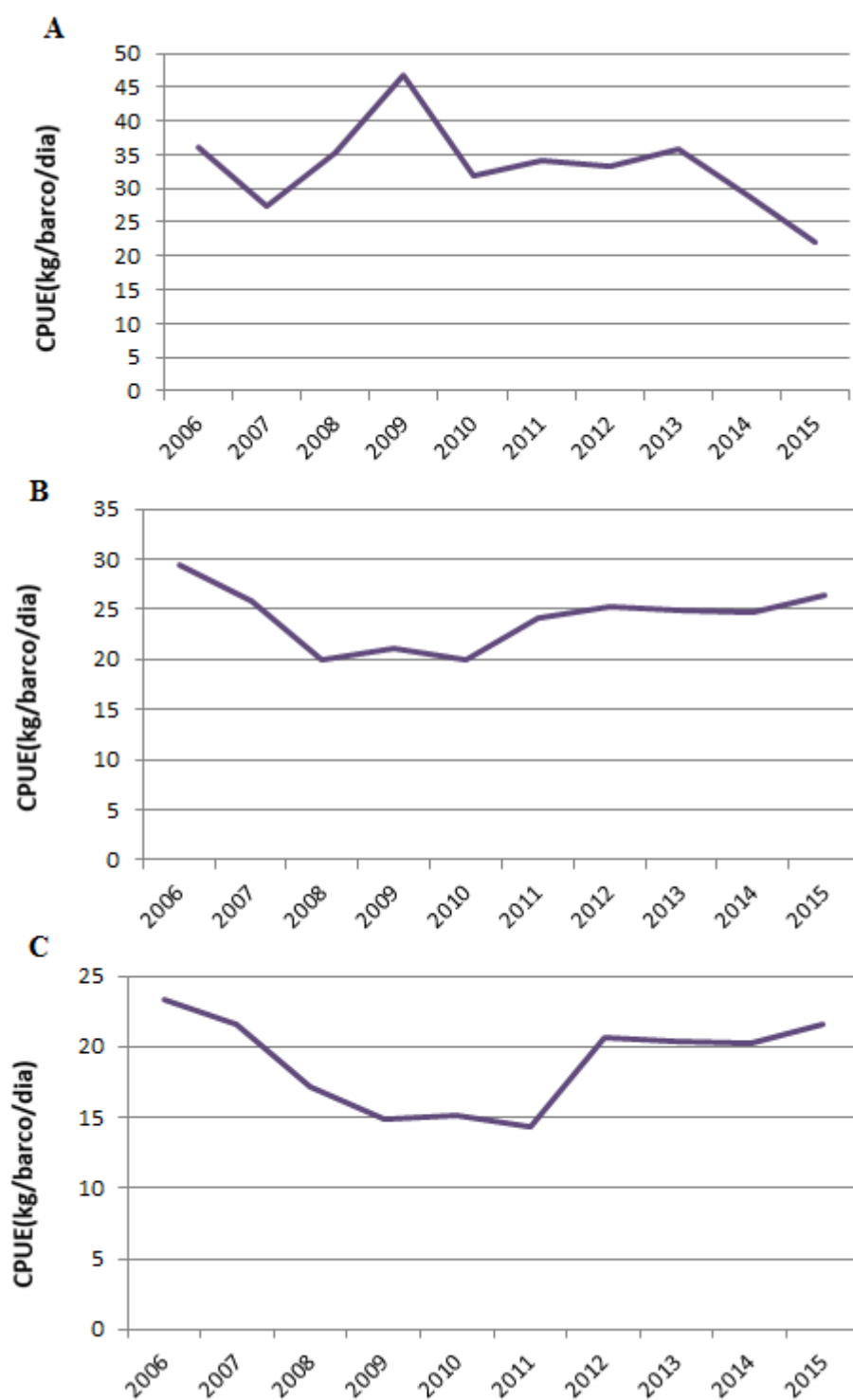


Figura (28). Variación de la CPUE de *Merluccius merluccius* (A), de *Mullus barbatus* (B) y de *Mullus surmuletus* (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

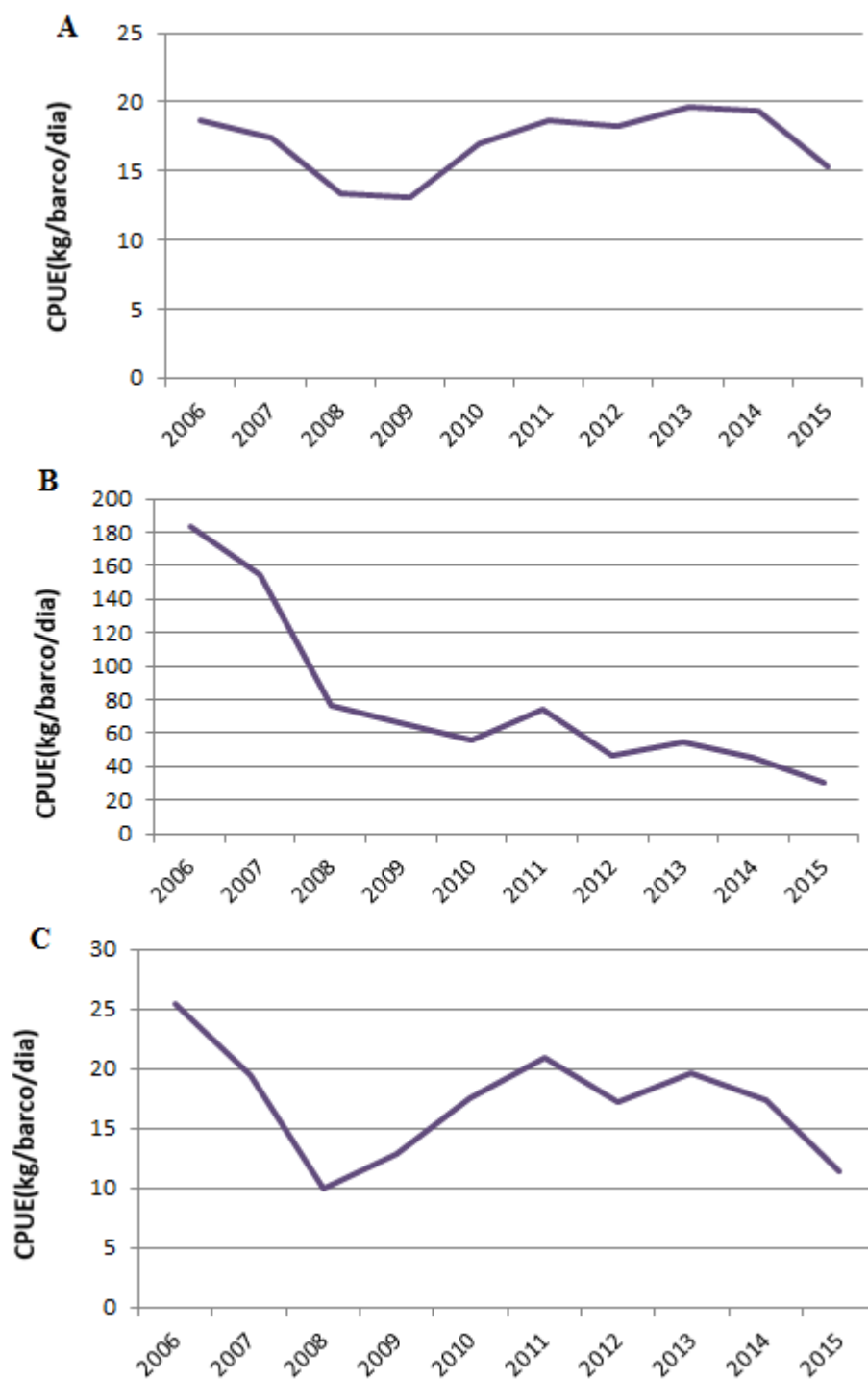


Figura (29). Variación de la CPUE de *Lophius budegassa* (A), de *Micromesistius poutassou* (B) y de *Trisopterus minutus* (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

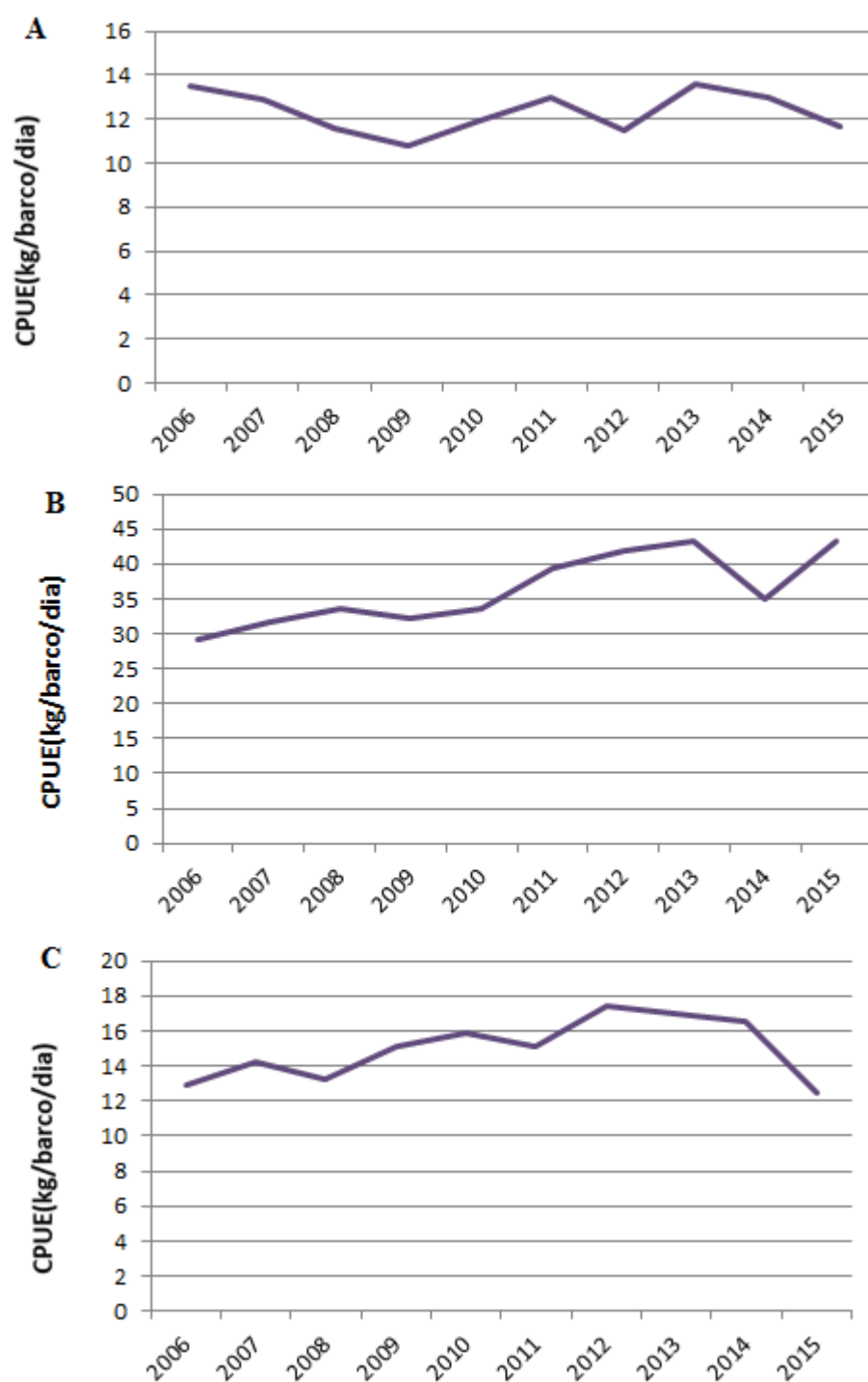


Figura (30). Variación de la CPUE de *Phycis blennoides* (A), de *Aristeus antennatus* (B) y de *Nephrops norvegicus* (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

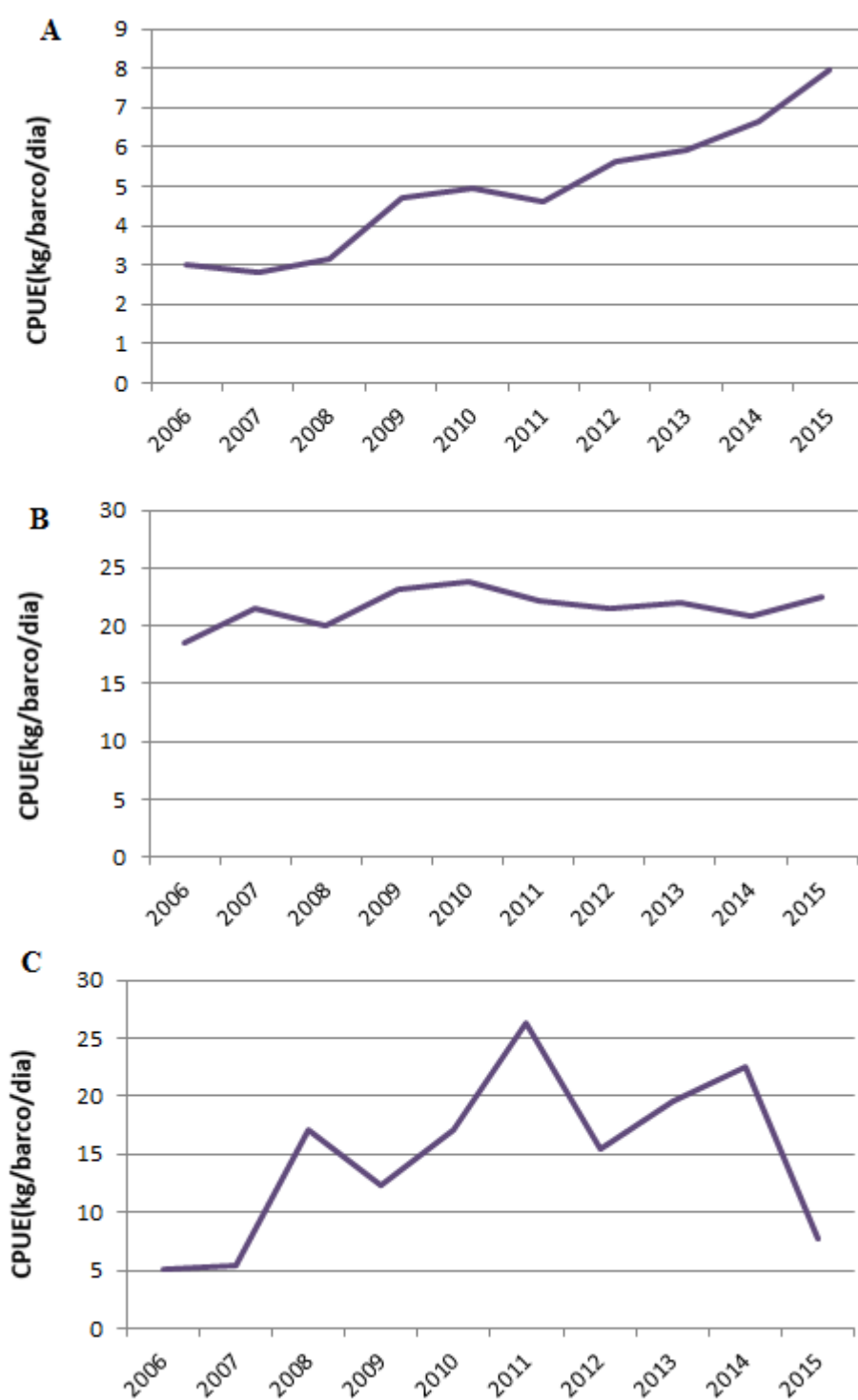


Figura (31). Variación de la CPUE de *Parapenaeus longirostris* (A), de *Squilla mantis* (B) y de *Illex coindetii* (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

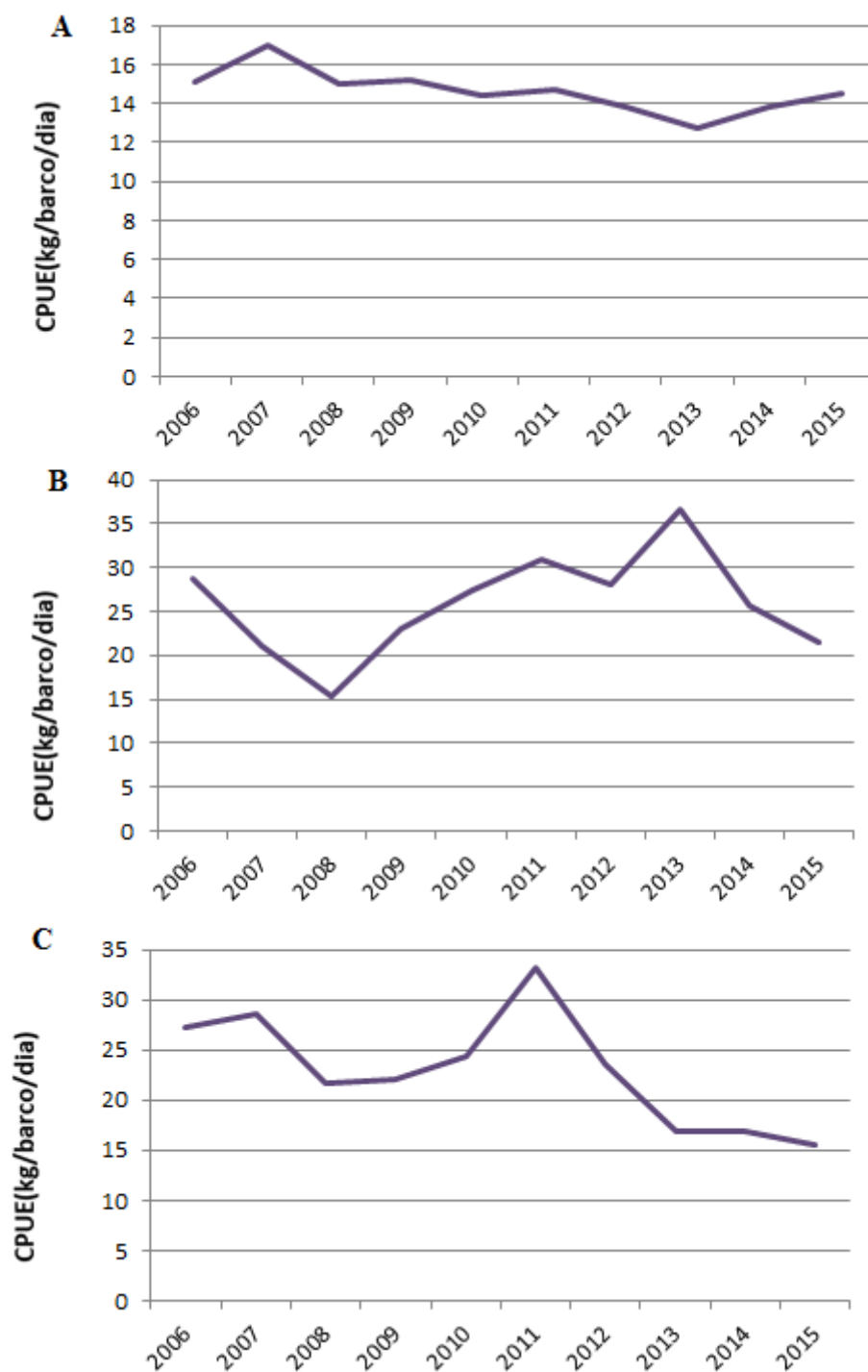


Figura (32). Variación de la CPUE de *Sepia officinalis* (A), de *Eledone cirrhosa* (B) y de *Octopus vulgaris* (C) del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

3.3. Evaluación del stock utilizando el programa AIM

3.3.1. *Merluccius merluccius*

Las capturas máximas se obtuvieron en 2009. Desde ese año hasta actualidad, el descenso es acusado. La F relativa va aumentando hasta el final del estudio por esa razón el índice de abundancia disminuye. La tasa de reemplazo en 2009-2010 y 2013 fue inferior a 1.0, luego se aproximó a 1.0 en 2012 y 2015. El año 2014 fue el año en que se encontró el valor mínimo de la proporción de reemplazo con 0.56. Por otra parte, observando la relación entre el índice de abundancia y F relativa, se observa que la población se trasladó de la zona de estabilidad en 2006 a la zona de equilibrio en 2009-2010, alcanzando finalmente la zona de alto riesgo en los últimos años. Se ve que la asociación entre los valores del eje “x” y los valores del eje “y” no es demasiado fuerte porque la elipse se acercándose más a un círculo (fig.33).

La prueba de aleatorización para la correlación muestra que la correlación entre la relación de sustitución y la F relativa es igual a -0.49, y el nivel de significación es de 0.93 (fig.34A). Una F relativa = 21.86 correspondiente a una relación de reemplazo de 1.0 que define $relF_{threshold}$, con un certidumbre mayor de 0.18 (fig.34B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1965 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1442 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 0.42.

***Merluccius merluccius* (Lag=2)**

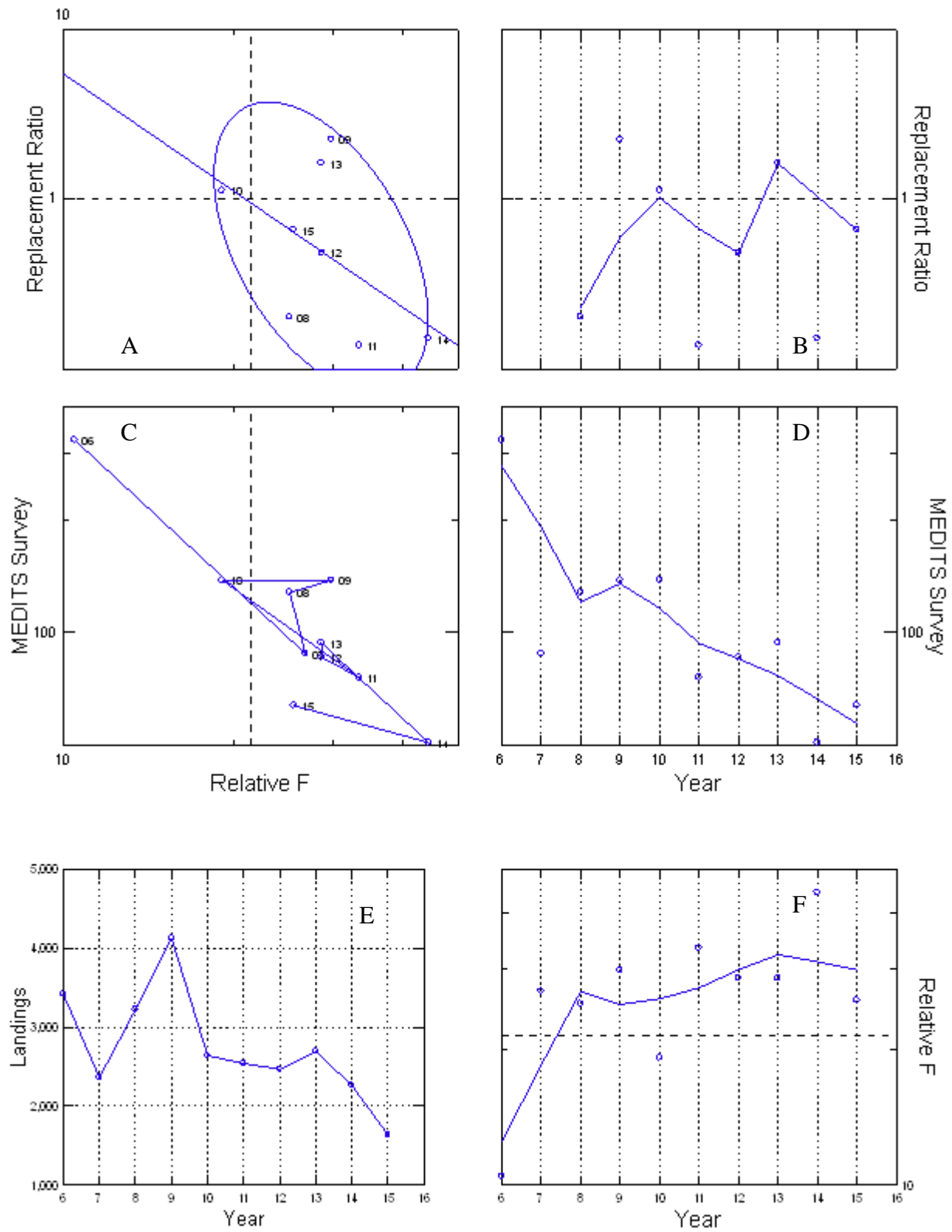


Figura (33). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Merluccius merluccius* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

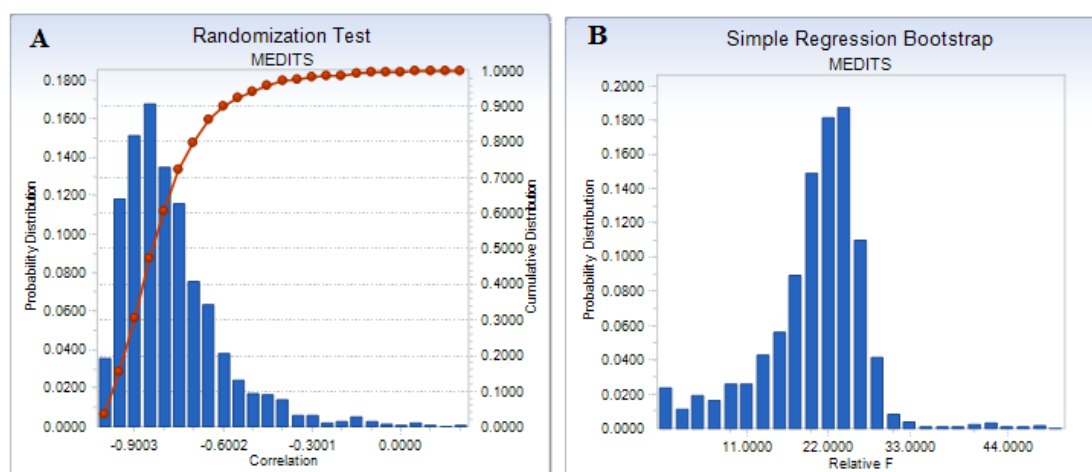


Figura (34). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Merluccius merluccius* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.2. *Mullus barbatus*

Las capturas se encontraban en sus valores máximos en 2006 y luego comenzaron a disminuir (2007-2009). Desde el año 2010 a los últimos años aumentaron considerablemente las capturas, pero la F relativa fluctuó a lo largo del período de estudio con una línea de tendencia decreciente en los últimos años que hacen que el índice de abundancia a partir de 2008 se incremente hasta el final. En 2008 y 2012 la tasa de reemplazo de esta especie fue inferior a 1.0, su valor alcanzó el máximo de todo el período con 1.64 en el año 2010, en los últimos cuatro años se mantuvo por encima de 1.0, debido al aumento de las capturas en estos años. La grafica de la relación entre el índice de abundancia y la F relativa muestra que la población estuvo oscilando continuamente entre la zona de (buffer) amortiguamiento y la zona de riesgo durante todo el periodo estudiado. El plot (A) muestra que la asociación entre la tasa de reemplazo vs. F relativa es muy fuerte porque la elipse es larga y estrecha (fig.35).

El valor de la correlación entre la relación de sustitución y la F relativa es -0.95. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.03 (fig.36A). Una F relativa = 24.79 correspondiente a una tasa de reemplazo de 1.0, que define F al reemplazo ($relF_{threshold}$) con un certidumbre mayor de 0.08 (fig.36B).

Tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1421 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1270 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.16.

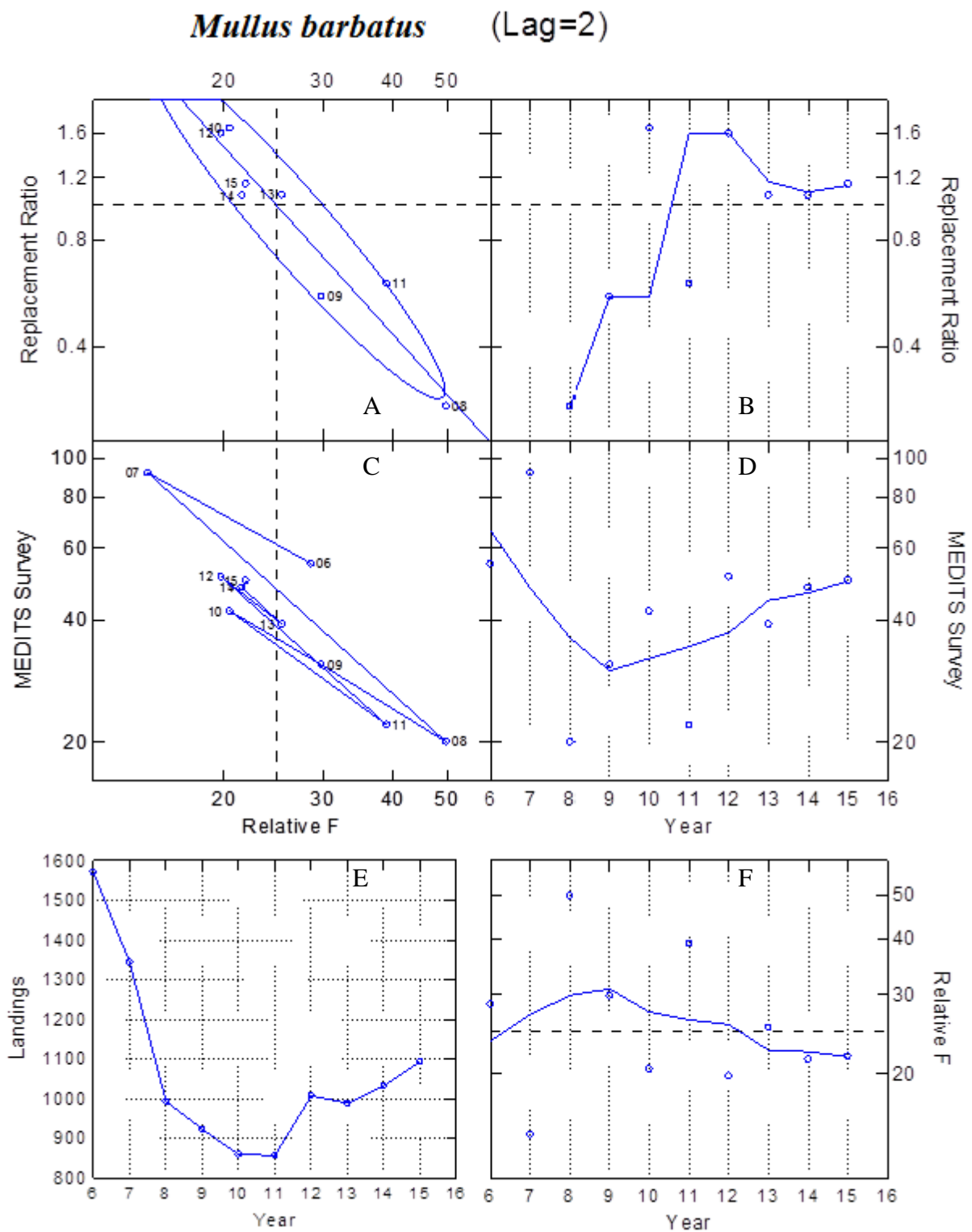


Figura (35). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Mullus barbatus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

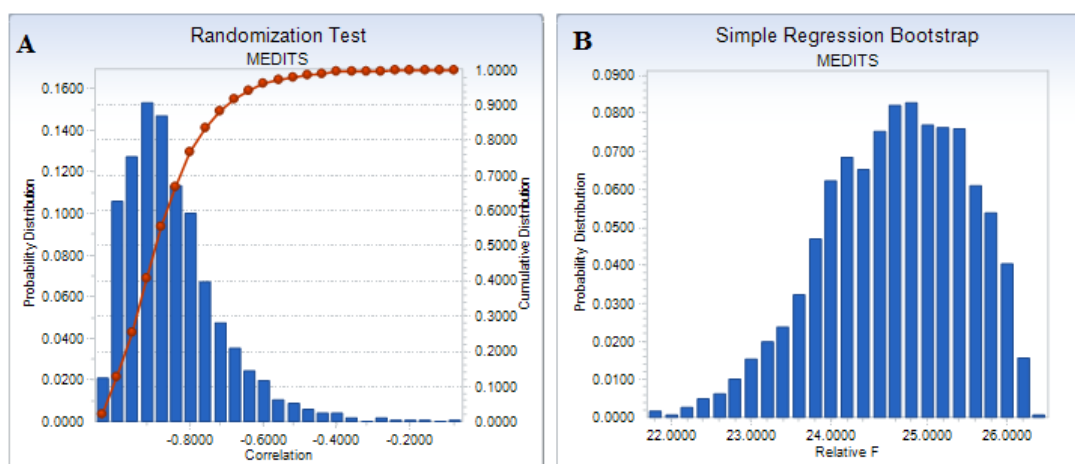


Figura (36). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Mullus barbatus* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.3. *Mullus surmuletus*

Las capturas alcanzan su valor máximo en 2006, luego comenzaron a disminuir hasta 2011 y desde este año hasta el final de la serie aumentaron, que hace la F relativa aumentó al final del estudio, por lo que el índice de abundancia de 2011-2015 fuera disminuyendo. En 2008-2009, la tasa de reemplazo de esta especie fue inferior a 1.0, su valor se volvió por encima de 1.0 en 2010 manteniéndose próximo a está valor hasta el final del periodo a causa de que las capturas y la F relativa aumentaron en los últimos años. Al observar la gráfica que se refiere a la relación entre el índice de abundancia y la F relativa podemos ver que la población fluctúa a lo largo de los años entre la zona de riesgo y la zona de estabilidad manteniéndose al final en la zona de equilibrio. En el plot (A) la asociación entre las dos variables es fuerte porque la elipse es larga y estrecha (fig.37).

Un valor de correlación igual a -0.94 entre las dos variables. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.09 (fig.38A). La $relF_{threshold} = 38.36$ se corresponde con una tasa de reemplazo de 1.0, con un certidumbre mayor de 0.08 (fig.38B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 460 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 391 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.02.

***Mullus surmuletus* (Lag=2)**

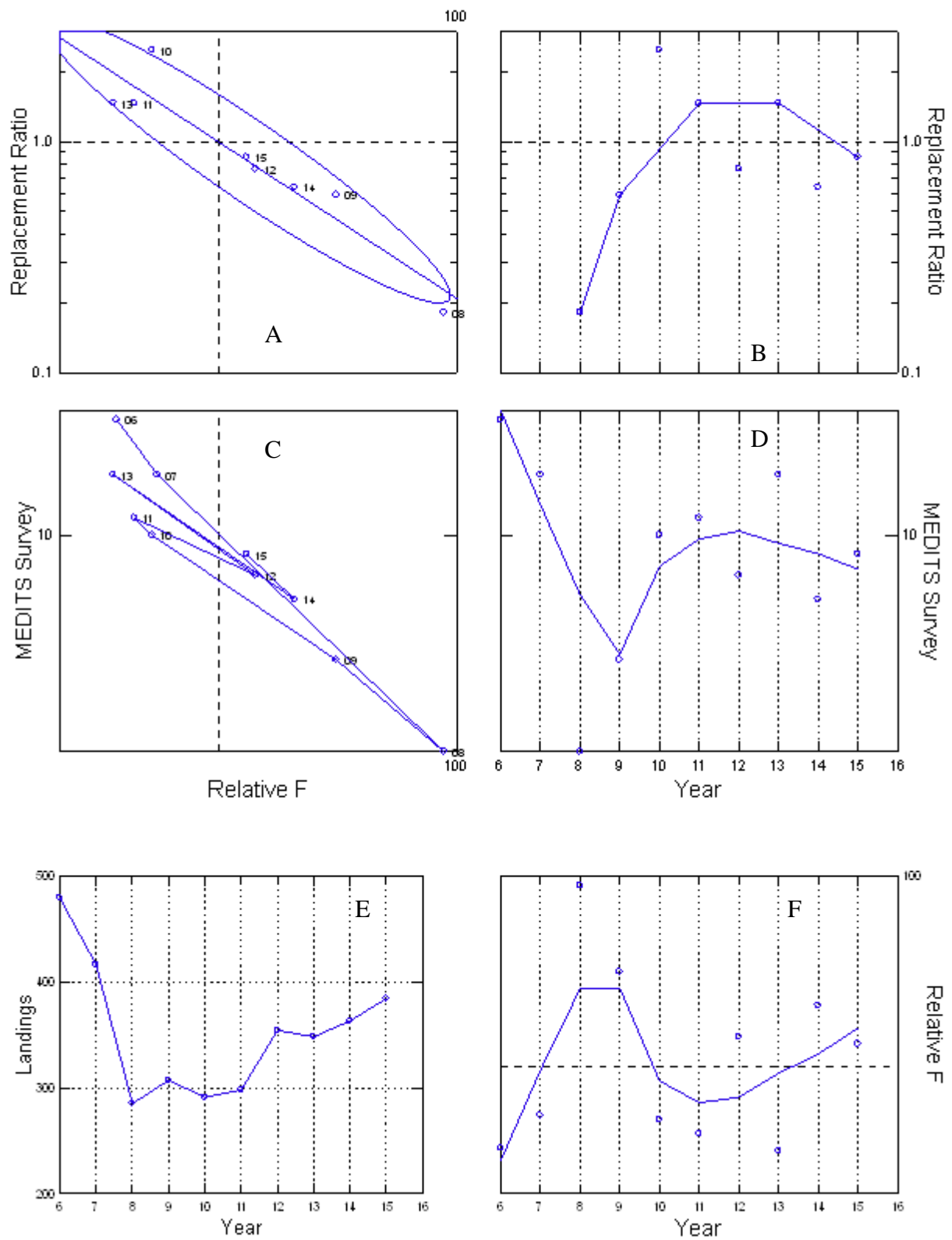


Figura (37). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Mullus surmuletus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

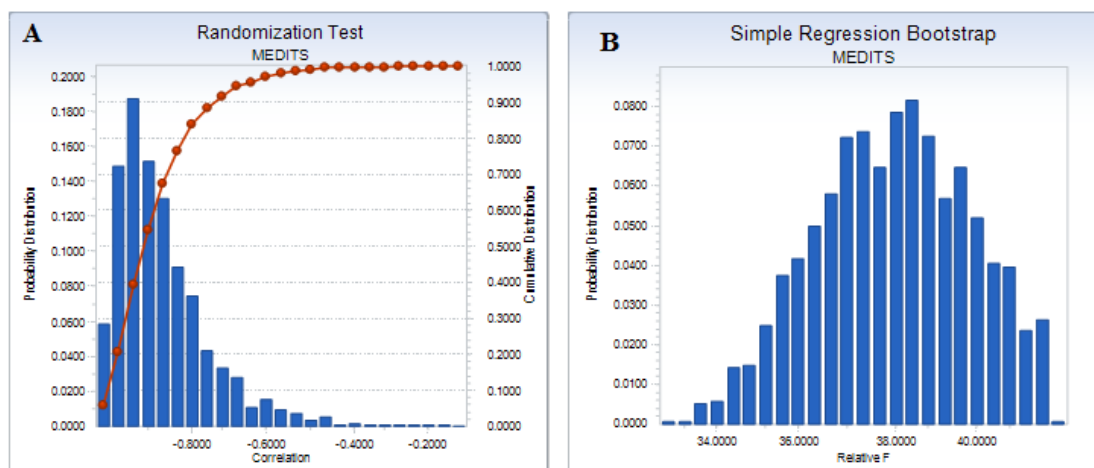


Figura (38). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para *Mullus surmuletus* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.4. *Lophius budegassa*

La grafica de los desembarcos ilustra una fluctuación a lo largo del período de estudio que disminuyó durante 2006-2008 y luego comenzó a aumentar a partir de 2009-2013, finalmente en los últimos años vuelve a disminuir. Dichas fluctuaciones hacen que F relativa también fuera fluctuante a lo largo del período estudiado con una línea decreciente en los últimos años, que hace el índice de abundancia desde 2008 aumente hasta el final. La proporción de reemplazo de esta especie fue superior a 1.0 durante todo el período de estudio excepto en 2008 y 2012, que estuvo por debajo de dicho valor. El gráfico de la relación entre el índice de abundancia y la F relativa muestra que el stock estuvo en la zona de alto riesgo en los primeros cuatro años y posteriormente se trasladó a la zona de estabilidad que es donde se encuentra en la actualidad. Observando la gráfica (A) se ve que la asociación entre los valores del eje “X” y los valores del eje “Y” no es fuerte porque la elipse se asemeja más a un círculo (fig.39).

La correlación entre la tasa de reemplazo y la F relativa es igual a -0.65. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.89 (fig.40A). La $relF_{threshold} = 289.92$, que se corresponde con una relación de reemplazo de 1.0, con un certidumbre mayor de 0.22 (fig.40B).

Tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1705 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1446 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.46.

***Lophius budegassa* (Lag=2)**

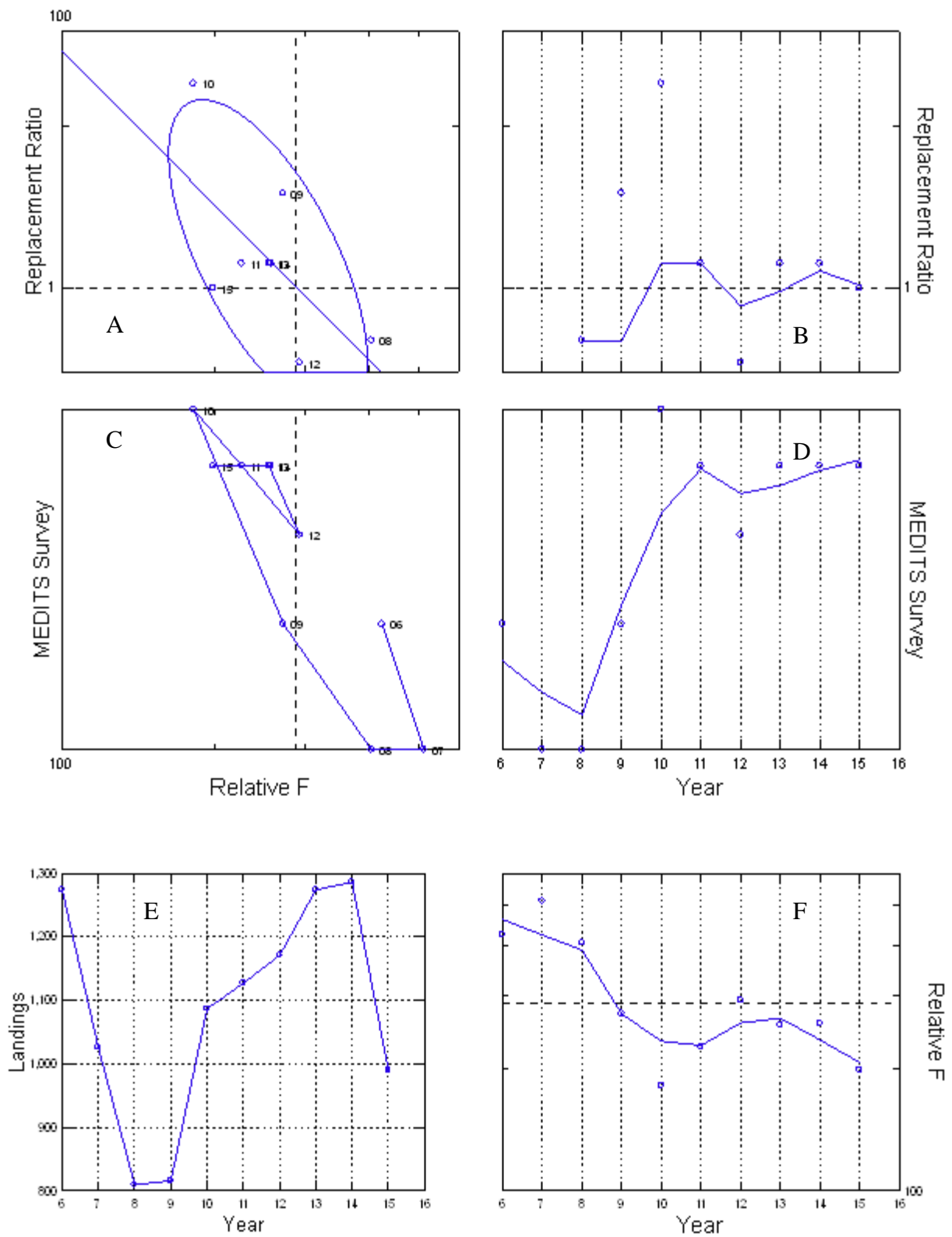


Figura (39). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Lophius budegassa* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

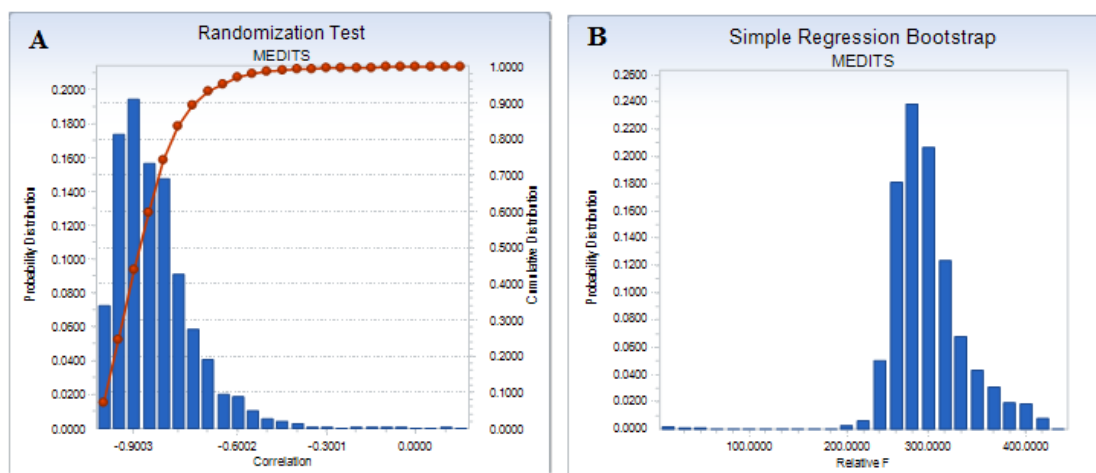


Figura (40). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para *Lophius budegassa* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.5. *Micromesistius poutassou*

Los valores más altos de la F relativa fueron en el 2007, como resultado de unas capturas elevadas el año anterior y posteriormente de una disminución en el índice de abundancia hasta el 2014. El aumento del índice de abundancia en 2015 puede ser debido a que este valor del índice de abundancia se obtiene en base a la realización de la campaña en el mes de mayo pudiendo coincidir este valor con las capturas más altas de esta especie en el citado mes. Posteriormente en 2008 la F relativa comenzó a aumentar de nuevo hasta 2013 para acabar con el valor más bajo en el año 2015. De acuerdo con la tasa de reemplazo en primer lugar en 2009 alcanzó su valor máximo debido al aumento del índice de abundancia, que luego debido al aumento de la F relativa el valor descendió por debajo de 1.0 y finalmente de 2013-2015 superó de nuevo al valor 1.0. En base a los resultados, el modelo indica que la F relativa ha estado por debajo del valor de $relF_{threshold}$ en 2009, luego se acerca a este nivel, pero en los últimos años se aprecia un descenso de este valor. En el caso de la relación entre el índice de abundancia y la F relativa se aprecia que el stock pasa con más fluctuaciones de una situación a otra. Comenzó en la zona de (buffer) amortiguación, en 2007 pasó a la zona de alto riesgo, observándose a lo largo de todo el periodo estudiado grandes cambios de una situación de riesgo a una situación de estabilidad. El plot (A) muestra que la asociación entre el eje “x” y el eje “y” es fuerte ya que la elipse es larga y estrecha (fig.41).

La prueba de aleatorización para la correlación ilustra que, la relación entre la tasa de renovación y la F relativa se muestra con una correlación entre las dos variables igual a -0.88, sugiere un nivel de significación de 0.16 (fig.42A). La $relF_{threshold}$ es de 1.6, con un certidumbre mayor de 0.07 (fig.42B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05, con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1616 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1173 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015, nos da un valor de 2.11.

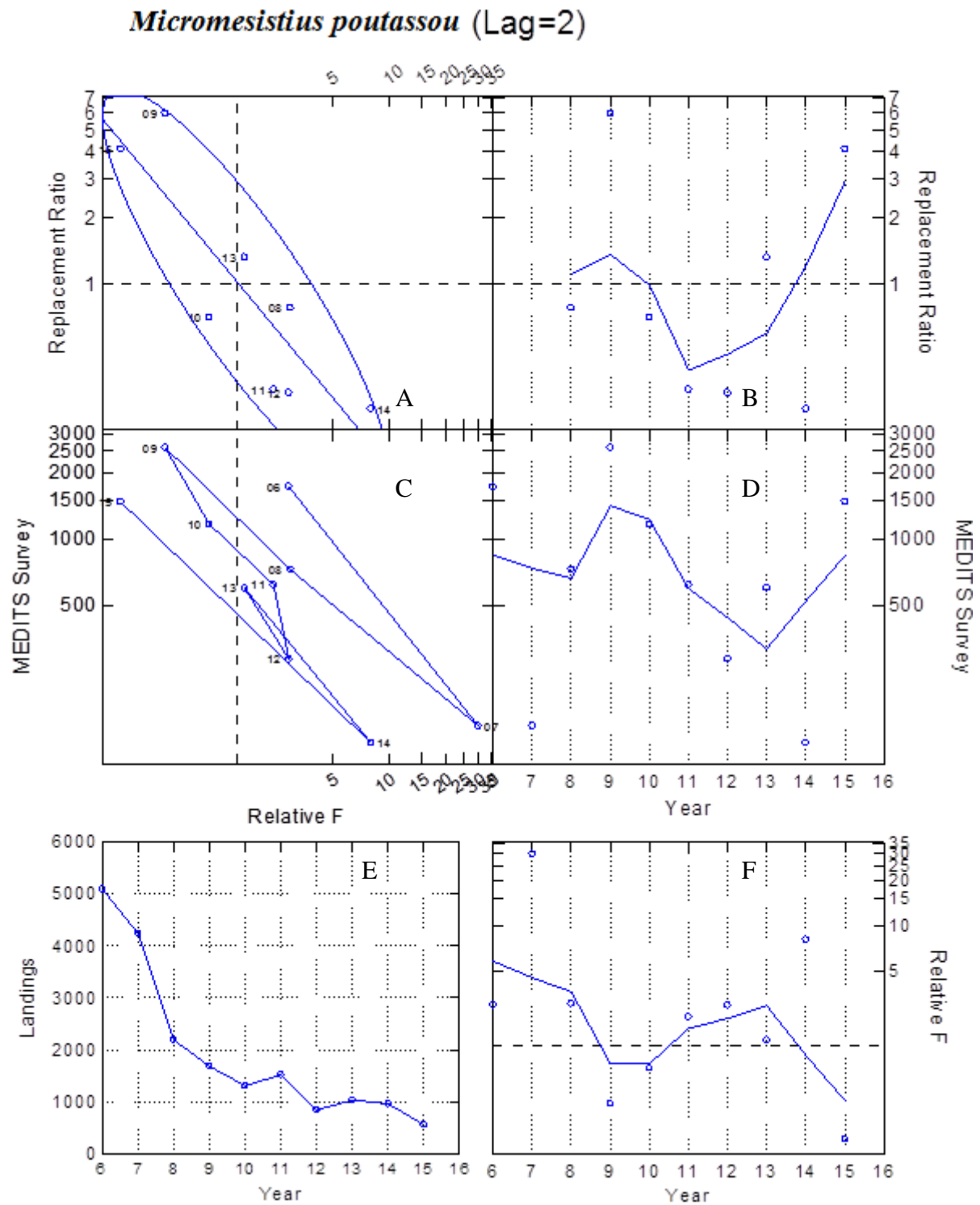


Figura (41). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Micromesistius poutassou* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

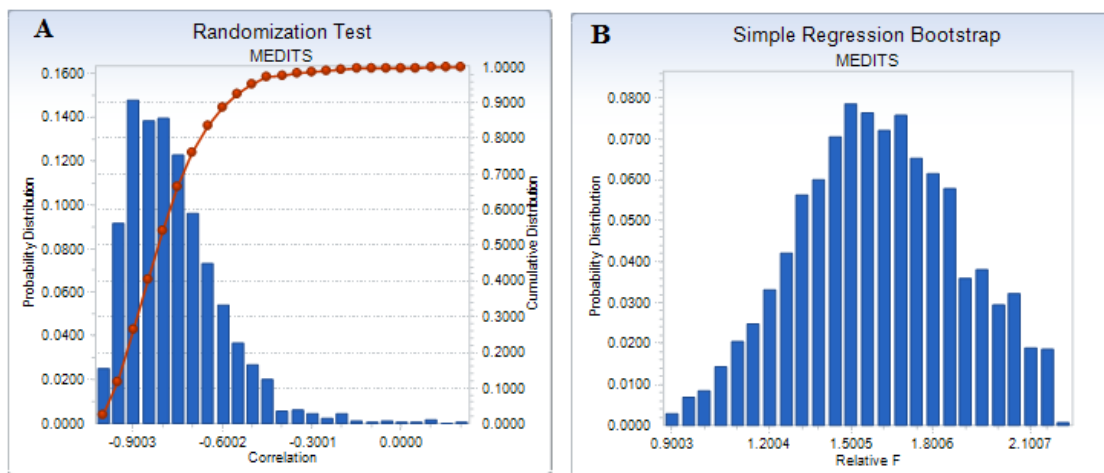


Figura (42). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Micromesisteus poutassou* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.6. *Trisopterus minutus*

La captura disminuyó desde su máximo en 2006 hasta 2008, luego comenzó a aumentar, pero en 2013 disminuyó de nuevo hasta el final del estudio lo que hizo que la F relativa fuera disminuyendo de 2008-2010 y luego aumentando en 2011 a un valor superior al de $relF_{threshold}$, por eso el índice de abundancia bajó en los últimos años. De acuerdo con la gráfica de la tasa de sustitución se observa que a lo largo del período su valor fue igual o inferior a 1.0 en todos los años excepto en 2008-2009 y 2013 que fue superior a 1.0 alcanzando su valor máximo con 3.85 en 2010. La gráfica que se refiere a la relación entre el índice de abundancia y la F relativa muestra que, en primer lugar, la población estaba en la zona estable en 2006, en 2007-2008 pasó a la de alto riesgo, a continuación volvió a la zona de estabilidad y finalmente en los últimos dos años acabó en la zona de riesgo lo que se corresponde con un alto valor de F relativa y baja abundancia. La relación entre tasa de reemplazo vs. F relativa es fuerte, porque la elipse en el plot (A) es larga y estrecha (fig.43).

La correlación entre la tasa de reemplazo y la F relativa tiene un valor de -0.85. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.24 (fig.44A). La F relativa que corresponde a una tasa de reemplazo de 1.0 es igual a 6.37 que define la $relF_{threshold}$, con un certidumbre mayor de 0.09 (fig.44B).

Tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 766 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 567 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.21.

Trisopterus minutus (Lag=2)

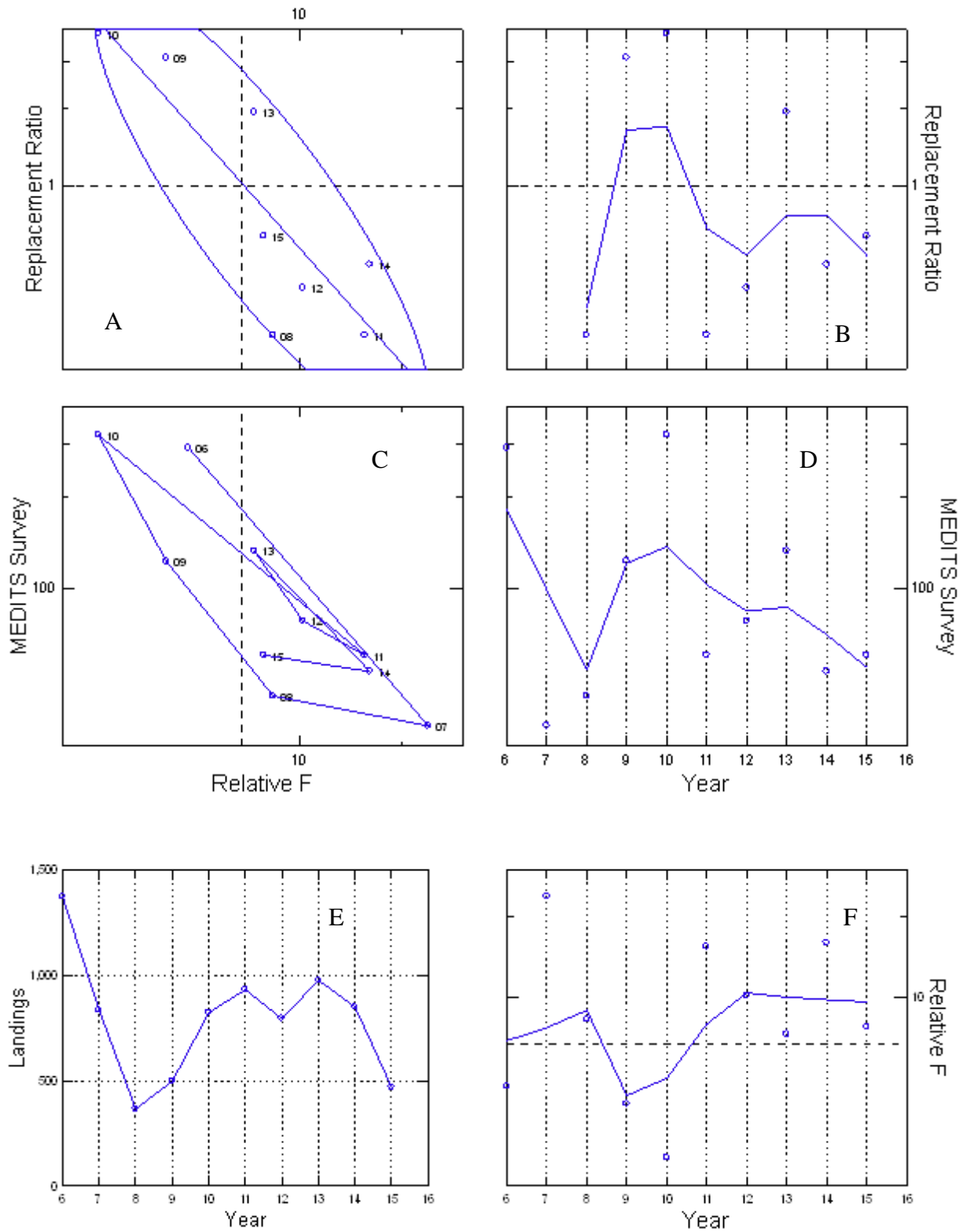


Figura (43). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Trisopterus minutus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

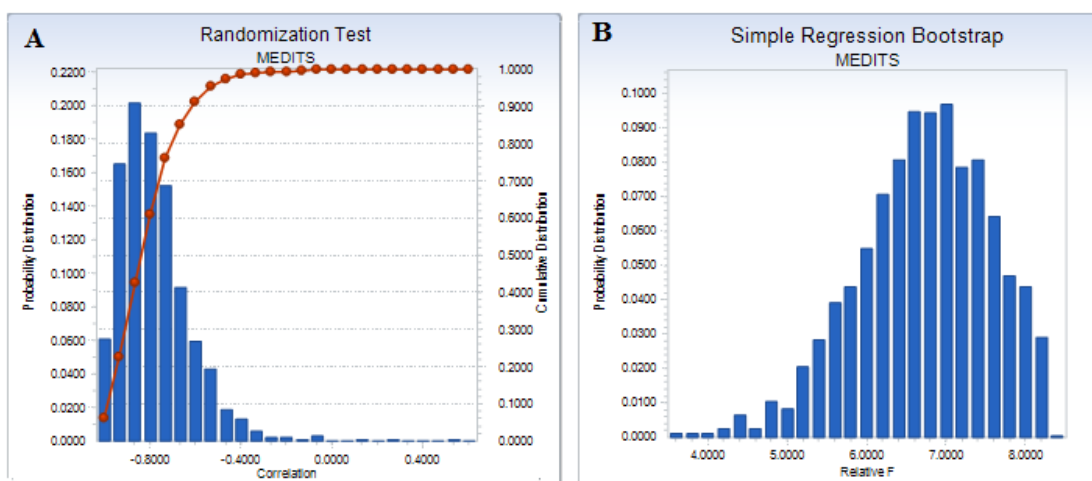


Figura (44). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Trisopterus minutus* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.7. *Phycis blennoides*

Los desembarcos en el primer período del estudio disminuyeron, pero a partir de 2012 comenzaron a aumentar de nuevo, el aumento de la F relativa alcanzó su máximo en 2008, valor este, que estaba muy por encima de la $relF_{threshold}$ y es después de este año cuando las capturas comenzaron a aumentar a la vez que la F relativa fluctuó y los valores del índice de abundancia mostraron una tendencia ascendente. Observando el plot (B) de la proporción de reemplazo de esta especie podemos observar que el valor máximo fue en 2010 con 2.2, pero generalmente a lo largo del período fue inferior al valor de 1.0, aunque finalmente dicho valor superó el de 1.0, debido a la disminución de la F relativa. La gráfica que se refiere a la relación entre el índice de abundancia y la F relativa muestra que a lo largo del período de estudio la población osciló entre la zona de riesgo y la de equilibrio (buffer) a excepción del año 2010 que se situó en la zona de estabilidad. La gráfica (A) muestra que la asociación entre tasa de reemplazo vs. F relativa es muy fuerte, porque la elipse es larga y estrecha (fig.45).

El valor de la correlación entre la tasa de sustitución y la F relativa es -0.92. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.16 (fig.46A). La $relF_{threshold}$ es igual a 16.65, con un certidumbre mayor de 0.08 (fig.46B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 634 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 501 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.19.

Phycis blennoides (Lag=2)

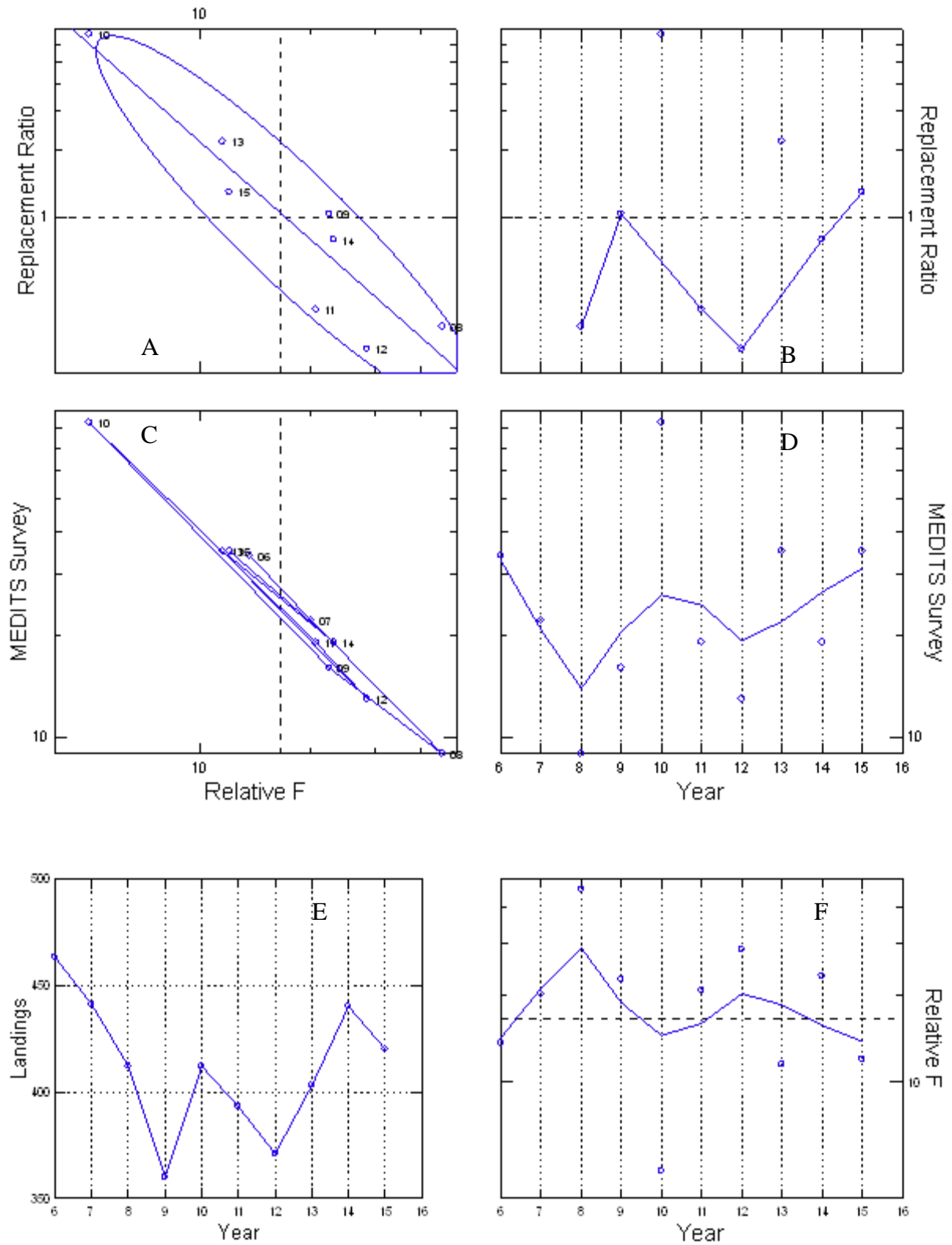


Figura (45). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Phycis blennoides* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

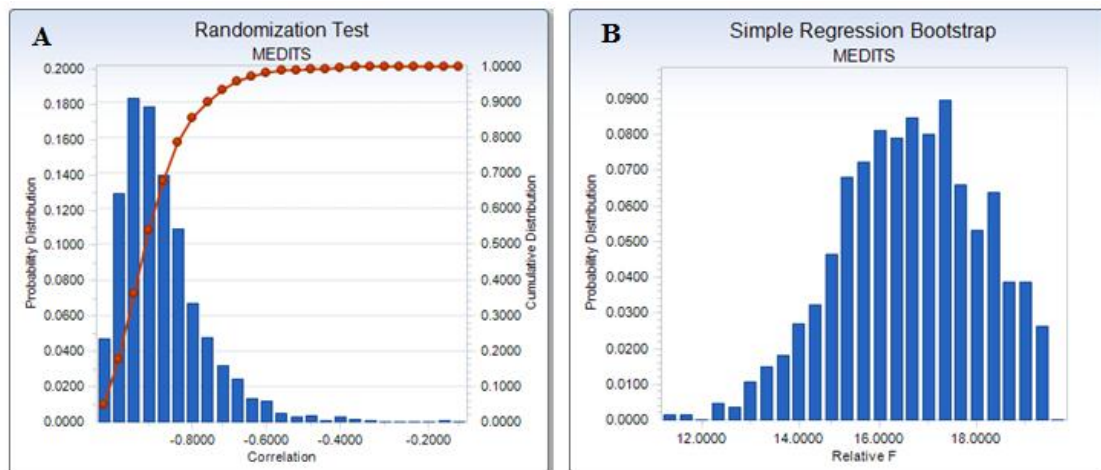


Figura (46). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Phycis blennoides* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.8. *Aristeus antennatus*

Las capturas fluctúan, aumentando y disminuyendo desde 2006 hasta 2015 manteniéndose un valor medio de las capturas sobre las 650 toneladas. La grafica de la F relativa muestra un incremento hasta 2010 y luego un descenso hasta el último año (2015), como consecuencia de esto, el índice de abundancia fue aumentando en los últimos años. De acuerdo con la gráfica de la tasa de reemplazo se observa que en 2013 y 2015 se aprecian los valores máximos, por el contrario es en 2010 y 2014 donde encontramos los valores mínimos, centrándose sobre el valor 1.0 el resto de los años (cuando la tasa de mortalidad por pesca está en equilibrio con el reclutamiento y el crecimiento). La gráfica que se refiere a la relación entre el índice de abundancia y F relativa muestra que en primer lugar (2006) el stock está en la zona de (buffer) amortiguación, se trasladó posteriormente a la zona de alto riesgo (2007-2011) (alto F relativo y baja abundancia) alcanzado finalmente la zona estable en 2015. En la gráfica (A) (tasa de reemplazo vs. F relativa), la asociación entre los dos variables es fuerte porque la elipse es larga y estrecha (fig.47).

El valor de correlación entre la relación de sustitución y la F relativa igual a -0.86. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.22 (fig.48A). Una F relativa = 14.29 correspondiente a una tasa de reemplazo de 1.0 que define $relF_{threshold}$, con un certidumbre mayor de 0.10 (fig.48B).

Tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 948 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 856 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.03.

Aristeus antennatus (Lag=2)

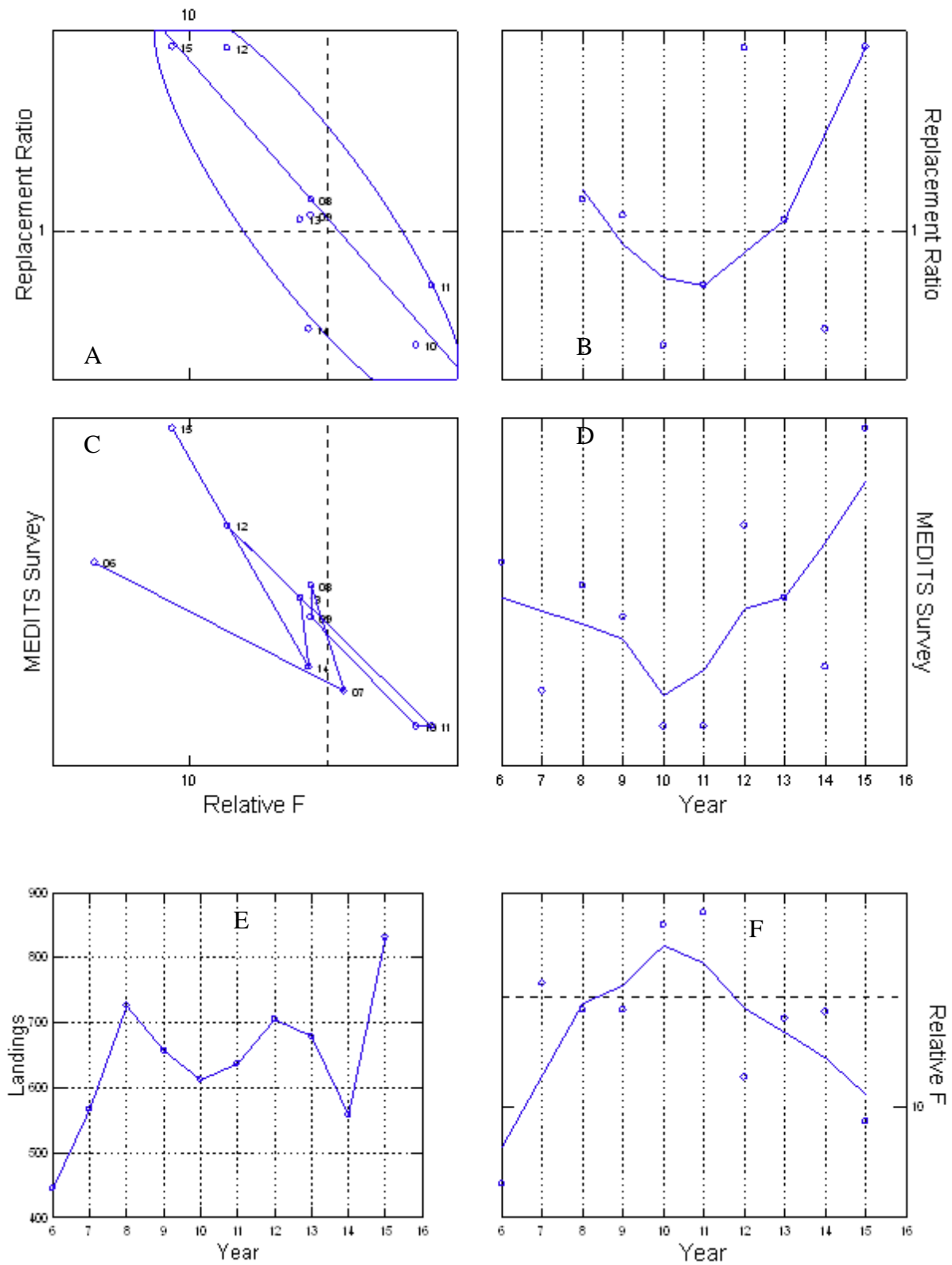


Figura (47). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Aristeus antennatus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

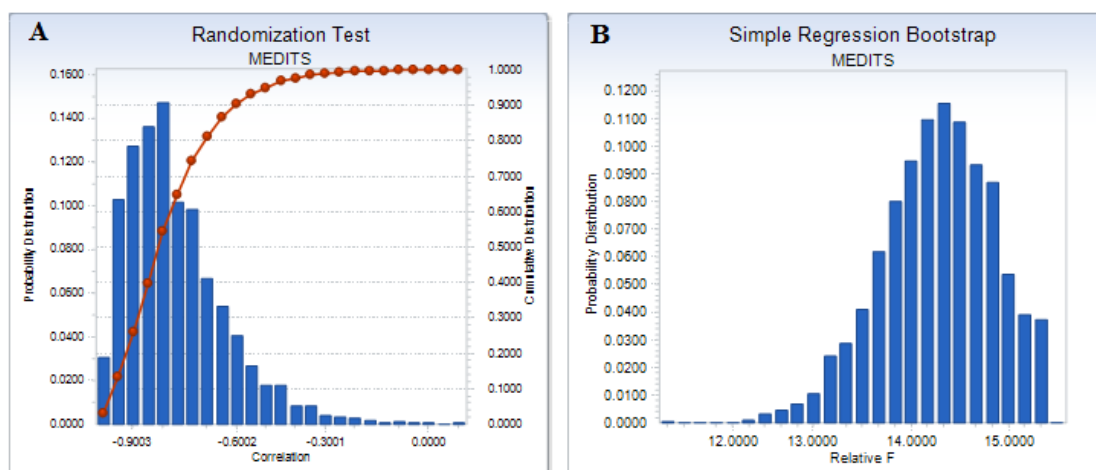


Figura (48). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Aristeus antennatus* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.9. *Nephrops norvegicus*

A lo largo del período de estudio las capturas se mantienen más o menos constantes (sobre 450 toneladas), con un descenso brusco de las mismas el último año (378 toneladas), situación similar es la que encontramos en los valores de la F relativa. El índice de abundancia aumenta progresivamente alcanzando su máximo en 2015 con 100 ind / km². El valor de la proporción de reemplazo de esta especie lo encontramos cercano a 1.0 durante toda la serie observándose el valor mínimo en 2010 y el valor máximo en 2015 con 2.9 debido a la disminución de la F relativa. La F relativa ha estado por debajo del valor de $relF_{threshold}$ desde 2013 hasta el final del período. El grafico de índice de abundancia y F relativa muestra que la población se trasladó desde la zona de alto riesgo en 2006 para terminar en la zona de estabilidad en 2015. La elipse es larga y estrecha en la gráfica (A) (tasa de reemplazo vs. F relativa), entonces la asociación entre las dos variables es fuerte (fig.49).

La prueba de aleatorización para la correlación del AIM de este especie, muestra que el valor de la correlación entre la relación de sustitución y la F relativa se encuentra en -0.89, y sugiere un nivel de significación de 0.23 (fig.50A). Un valor de F relativa = 17.82 corresponde a una tasa de sustitución de 1.0 que define la $relF_{threshold}$, con un certidumbre mayor de 0.08 (fig.50B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1211 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 978 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 2.74.

Nephrops norvegicus (Lag=2)

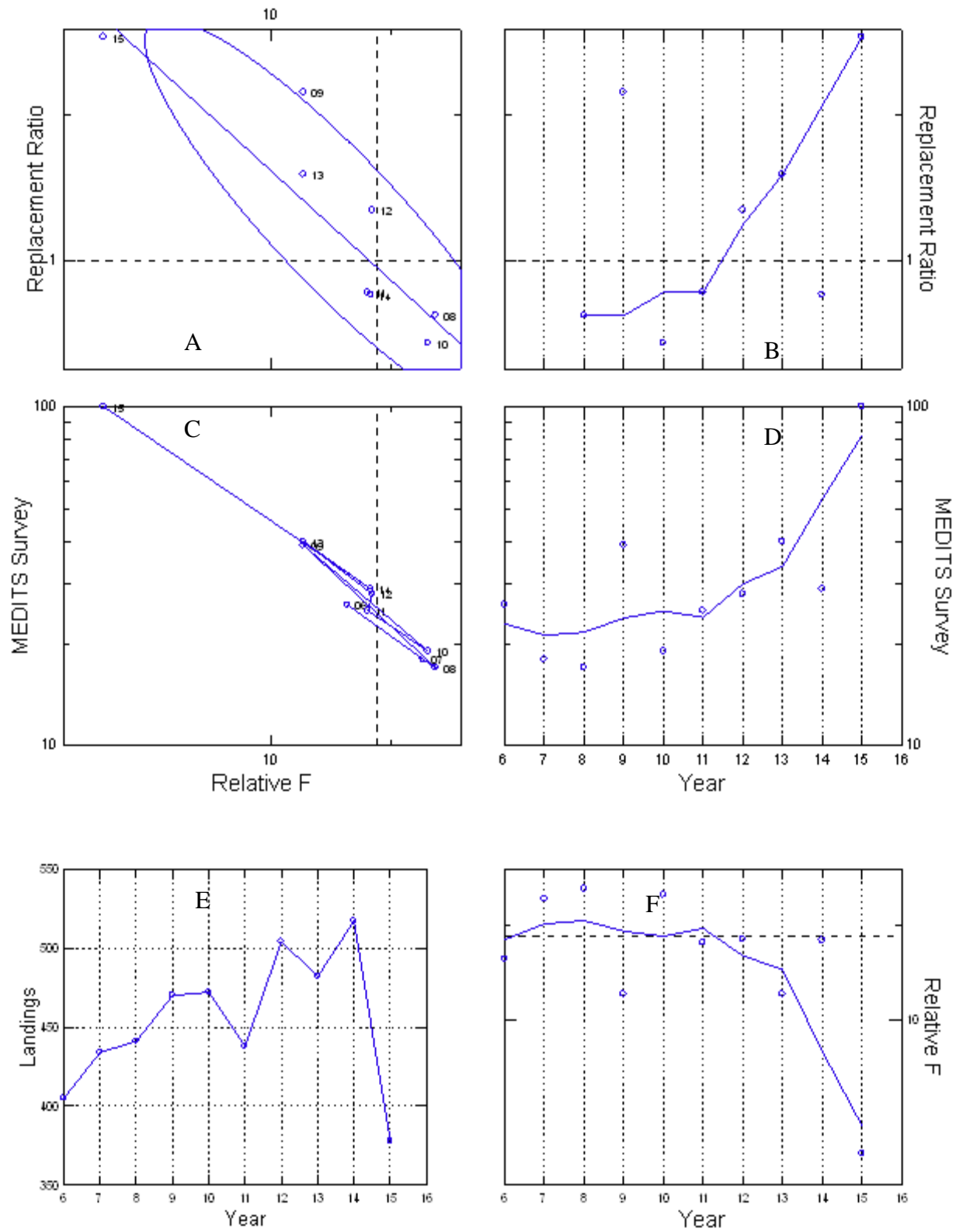


Figura (49). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Nephrops norvegicus* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

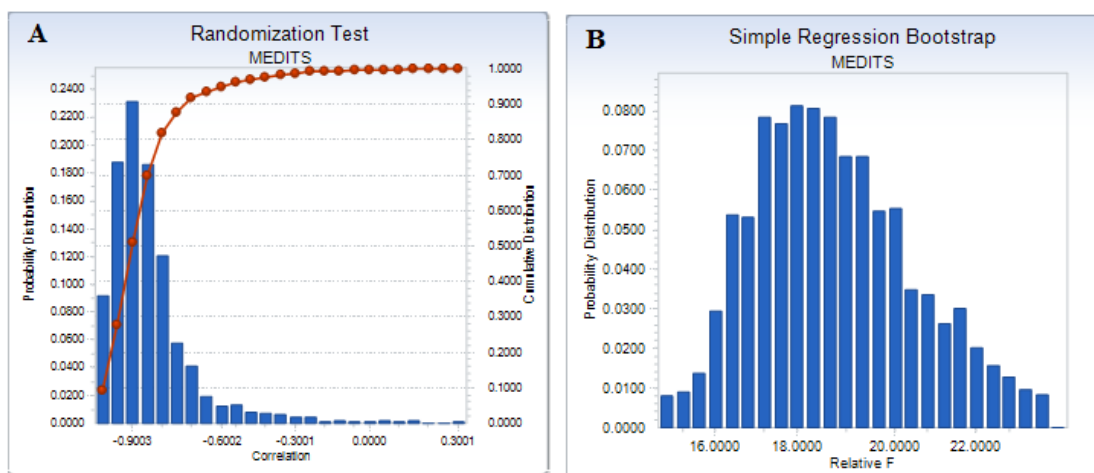


Figura (50). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Nephrops norvegicus* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.10. *Parapenaeus longirostris*

A lo largo del período de estudio las capturas aumentaron de forma considerable, aumento este, que se ve acompañado con un aumento de la F relativa y del índice de abundancia. La tasa de reemplazo fue fluctuante hasta 2012 (superior a 1.0) y luego nuevamente alcanzó un valor alto de 1.0 en 2014, llegando cerca de 1.0 al final. El 2010 fue el año en que el valor máximo de la tasa de sustitución, que fue de 2.25. En el plot que muestra la relación entre el índice de abundancia y F relativa se observa que la población comenzó en situación de sobrepesca (2006 y 2007) y luego de 2009-2014 estaba en la zona de estabilidad, para terminar en 2015 en el área de sobrepesca. La elipse se acercándose a un círculo en el plot (A) (tasa de reemplazo vs. F relativa), entonces la asociación entre las dos variables no es fuerte (fig.51).

La correlación entre la relación de reemplazo y la F relativa es igual a -0.71. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.37 (fig.52A). La $relF_{threshold} = 7.53$ se corresponde a una proporción de reemplazo de 1.0, un certidumbre mayor de 0.18 (fig.52B).

Tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 172 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 143 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 0.79.

Parapenaeus longirostris (Lag=2)

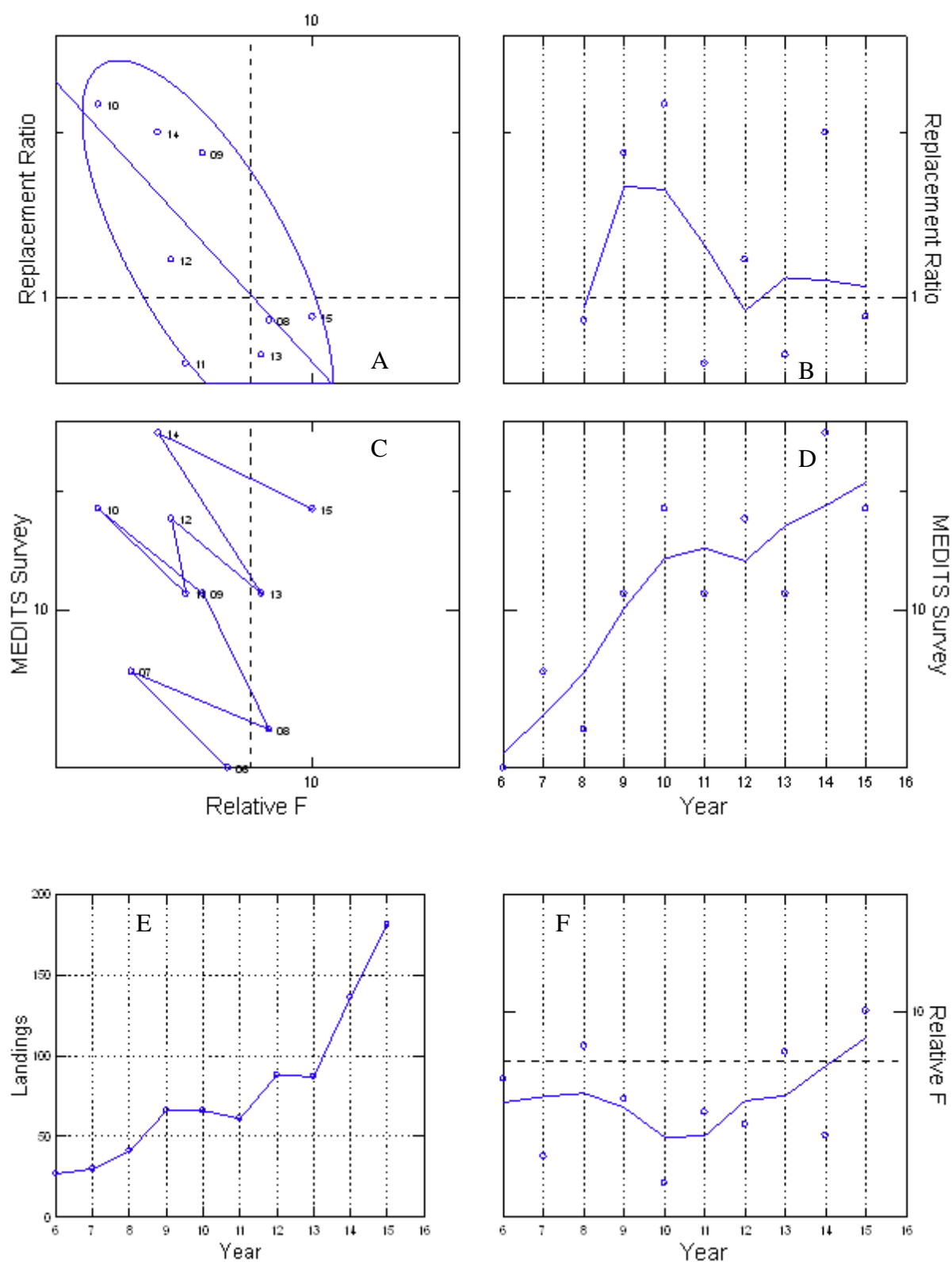


Figura (51). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Parapenaeus longirostris* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

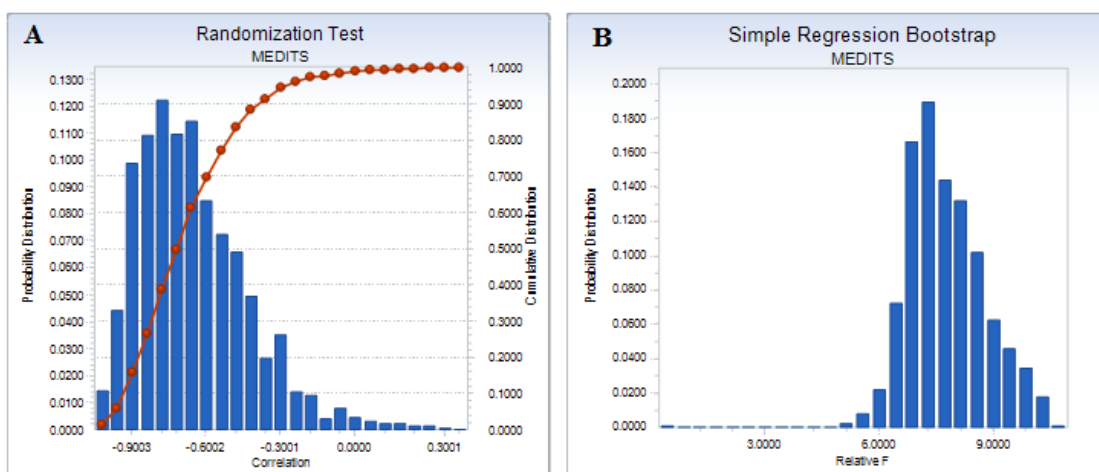


Figura (52). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Parapenaeus longirostris* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.11. *Squilla mantis*

La captura máxima fue en 2009, a partir de ese momento comenzó a disminuir hasta el final del período de estudio, también la F relativa disminuye, por ese motivo el índice de abundancia subió en los últimos años. De acuerdo con el plot (B) de la tasa de reemplazo se observa que a lo largo de todo el período fue igual o superior a 1.0 excepto en 2011 que alcanzó su mínimo con 0.17 porque en este año la F relativa estaba en su valor máximo. El plot (C), que hace referencia a la relación entre el índice de abundancia y la F relativa muestra que en primer lugar el stock estaba en la zona de alto riesgo 2006-2007 (alta F relativa y baja abundancia) luego se trasladó a la zona de equilibrio, alcanzado en los últimos años la zona de estabilidad. La elipse es larga y estrecha en el plot (A) (tasa de reemplazo vs. F relativa), por tanto, la asociación entre las dos variables es fuerte (fig.53).

La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.38, la correlación entre la tasa de sustitución y la F relativa es igual a -0.91 (fig.54A). Una F relativa = 231.85 correspondiente a una tasa de reemplazo de 1.0 que define la $relF_{threshold}$, con un certidumbre de 0.08 (fig.54B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1245 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1006 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.33.

Squilla mantis (Lag=2)

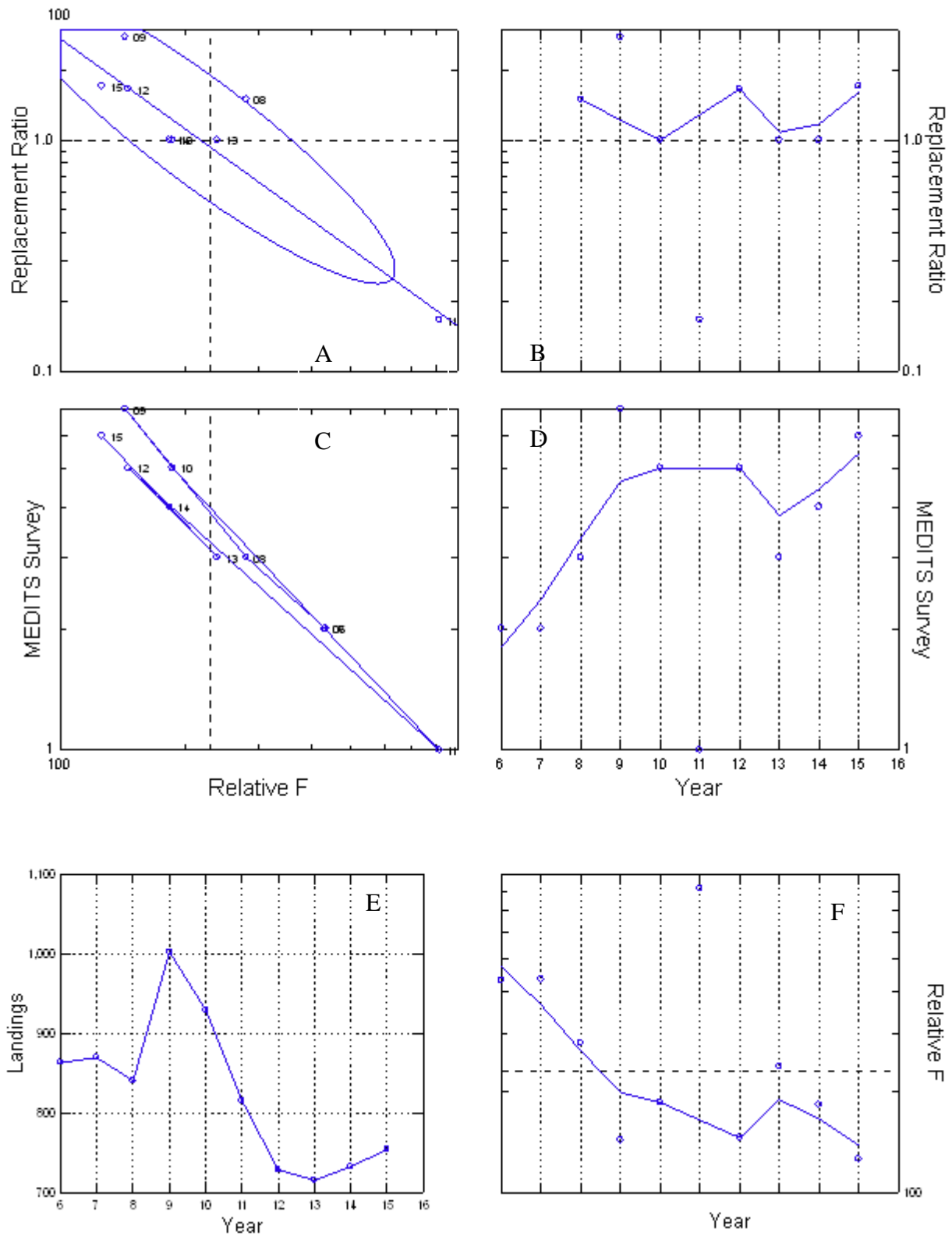


Figura (53). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Squilla mantis* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

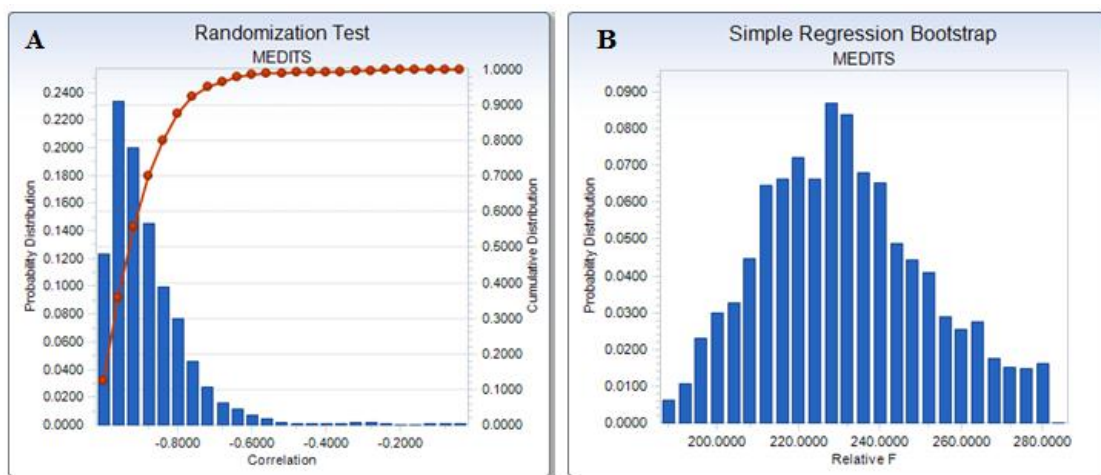


Figura (54). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Squilla mantis* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.12. *Illex coindetti*

Al observar los desembarcos, se observan fluctuaciones a lo largo de la serie de años. El aumento de las capturas en el periodo 2006-2011, está acompañado por un descenso de la F relativa en el mismo período, F relativa y capturas disminuyeron en 2012 por lo que la abundancia disminuye a la vez que se observa un aumento de la F relativa. La tasa de reemplazo (replacement ratio) en toda la serie de años estuvo cerca de 1.0 lo cual indica cierta estabilidad. 2015 es el año del valor mínimo de la tasa de reemplazo con 0.2. Lo cual se corresponde con el descenso en las capturas, el descenso en el índice de abundancia y el aumento de la F relativa. En la gráfica que muestra la relación entre los índices de abundancia y F relativa se observa que la población al principio y al final del periodo se encuentra en la zona de alto riesgo (alta mortalidad por pesca relativa y baja abundancia), en 2008, 2012 y 2013 se observó una cierta recuperación del stock. La gráfica (A) (tasa de reemplazo vs. F relativa) muestra que la asociación entre las dos variables no es bastante fuerte porque la elipse no es muy estrecha (fig.55).

Según la prueba de aleatorización para la correlación del AIM, la correlación entre la tasa de reemplazo y la F relativa es igual a -0.77, y el nivel de significación es de 0.4 (fig.56A). Un valor de F relativa de 15.76 se corresponde a una tasa de reemplazo de 1.0 que define $relF_{threshold}$ con un certidumbre mayor de 0.09 (fig.56B).

Tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones para 3 años con la tasa de reemplazo= 1.05 y los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a estar sobre 977 T, mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre las 605 T, por tanto al calcular el índice entre las capturas de 2016 y 2015 se obtiene un valor de 3.1.

Illex coindetti (Lag=2)

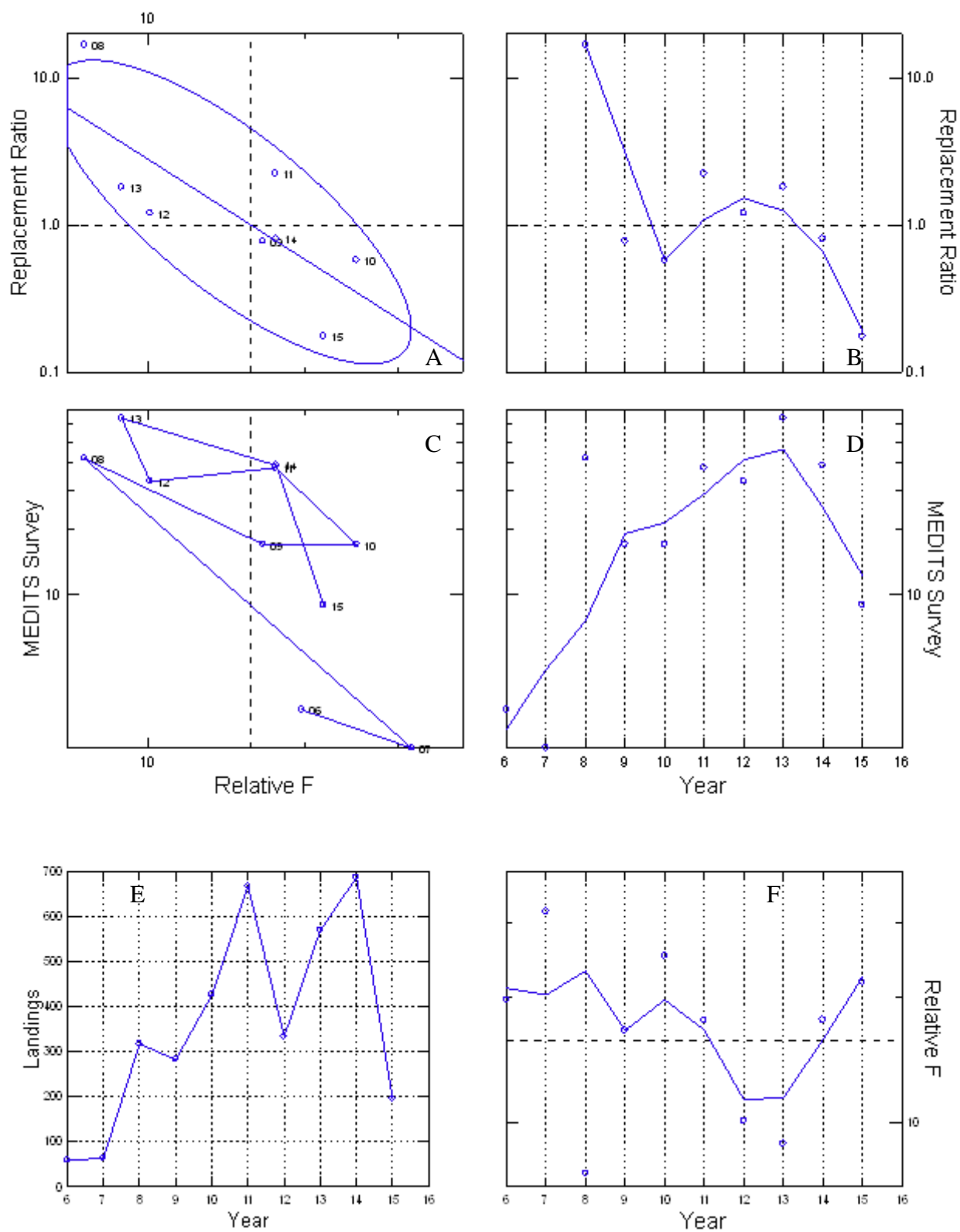


Figura (55). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Illex coindetti* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

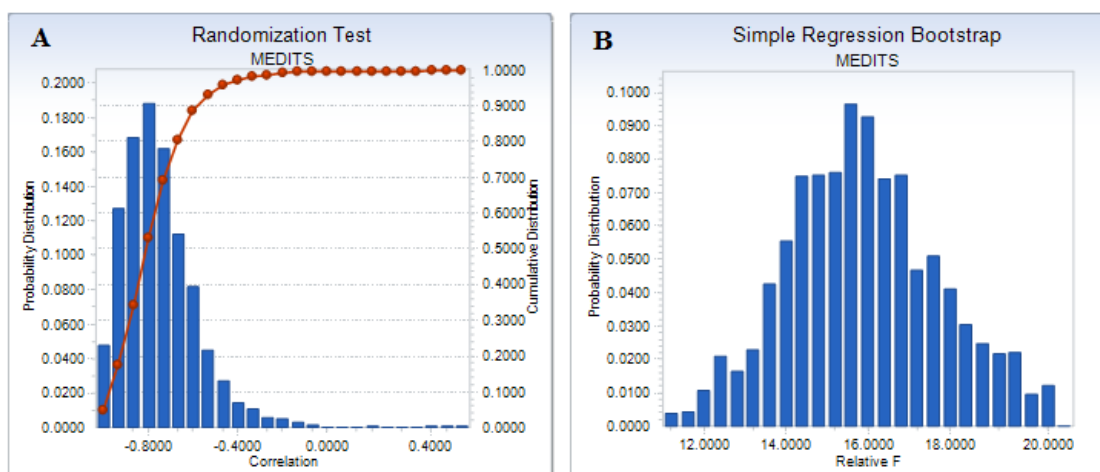


Figura (56). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Illex coindetti* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.13. *Sepia officinalis*

La F relativa de esta especie disminuyó a lo largo de los años de estudio debido a la disminución de las capturas. Los primeros años muestran altos valores de F (que estaban por encima de $relF_{threshold}$), mientras que en los últimos tres años el valor de F se hizo más bajo que el valor de la F de reemplazo. Las capturas disminuyen hasta 2013 aumentando los dos últimos años. A partir de 2008-2010, la tasa de reemplazo de esta especie estaba por encima de 1.0, luego su valor se acercó a 1.0, pero 2013-2014 volvió a ser superior a 1.0, todo esto debido a que la captura y la F relativa disminuyó en los últimos años. El índice de abundancia fue más o menos estable a lo largo del período a excepción de los años 2011 y 2012 en los cuales dichos valores descendieron bruscamente. Mirando al grafico que se refiere a la relación entre el índice de abundancia y F relativa podemos ver que el stock estaba en la zona (buffer) tampón el primer año. En los años 2007, 2011 y 2012 se observa que el stock pasó a la zona de alto riesgo acabando los últimos años en la zona de estabilidad. La asociación entre la tasa de reemplazo vs. F relativa no es potente, porque la elipse en el plot (A) se acercándose más a un círculo (fig.57).

El valor de la correlación entre la tasa de reemplazo y la F relativa es -0.73. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.38 (fig.58A). Una F relativa = 168.34 correspondiente a una tasa de reemplazo de 1.0, con un certidumbre mayor de 0.24 (fig.58B).

La tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 631 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 558 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.31.

Sepia officinalis (Lag=2)

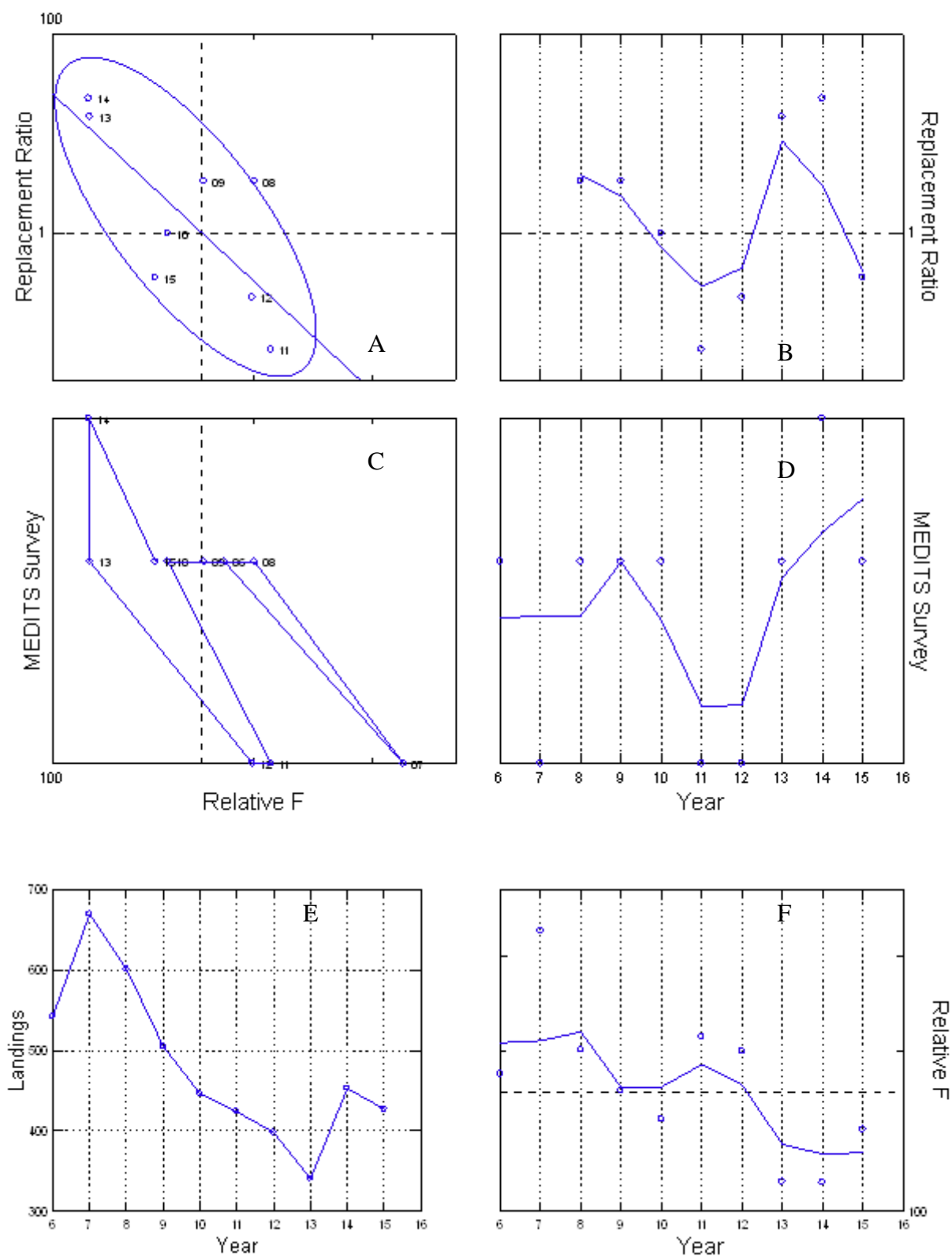


Figura (57). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Sepia officinalis* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

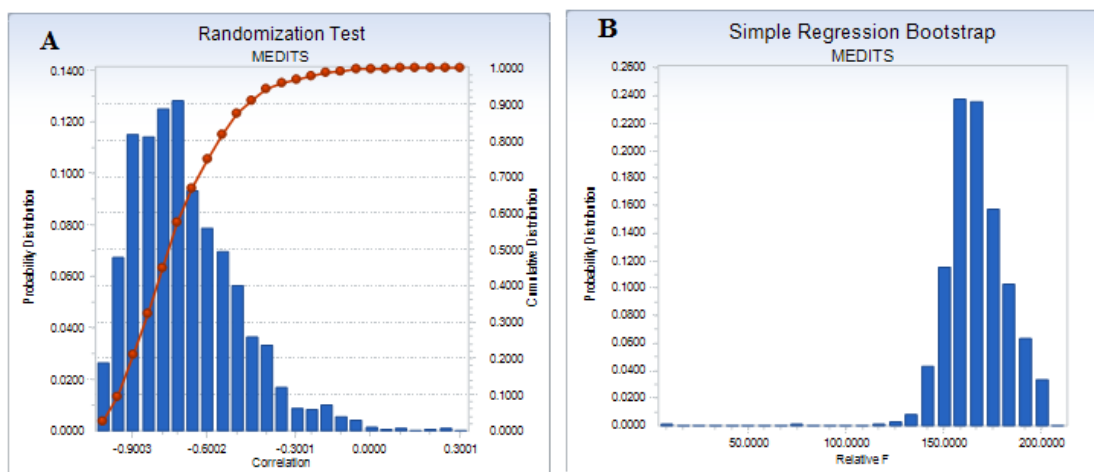


Figura (58). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Sepia officinalis* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.14. *Eledone cirrhosa*

El aumento de las capturas está asociado a que la F relativa aumente, alcanzando su máximo en 2014, aunque el índice de abundancia se mantiene más o menos estable a lo largo del período de estudio. En cuanto a la tasa de reemplazo, su valor mínimo se encuentra en 2008, alcanzando su máximo en 2009 con 2.3, hasta el final de la serie, se mantiene con valores próximos a 1.0 (que se produce siempre que la tasa de mortalidad por pesca está en equilibrio con el reclutamiento y crecimiento). En base a los resultados, el modelo indica que la F relativa ha estado por debajo de $relF_{threshold}$ en los primeros años, aproximándose hacia el equilibrio en los años finales. La gráfica del índice de abundancia y F relativa muestra que el stock no va muy bien porque la mayoría de los años los valores se encuentran situados en zona de alto riesgo, salvo 2006, 2009 y 2013, que dichos valores están en la zona estable. Observando la gráfica (A) se ve que la asociación entre el eje “x” y el eje “y” es consistente porque la elipse es larga y estrecha (fig.59).

Los resultados de la prueba de aleatorización para la correlación dice que, la correlación entre la relación de reemplazo y la F relativa es igual a -0.81, y el nivel de significación es de 0.38 (fig.60A). La F relativa de 266.73 se corresponde con una tasa de reemplazo de 1.0, (que es la que define $relF_{threshold}$), con un certidumbre mayor de 0.13 (fig.60B).

La tabla (5) muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1782 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1465 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.19.

Eledone cirrhosa (Lag=2)

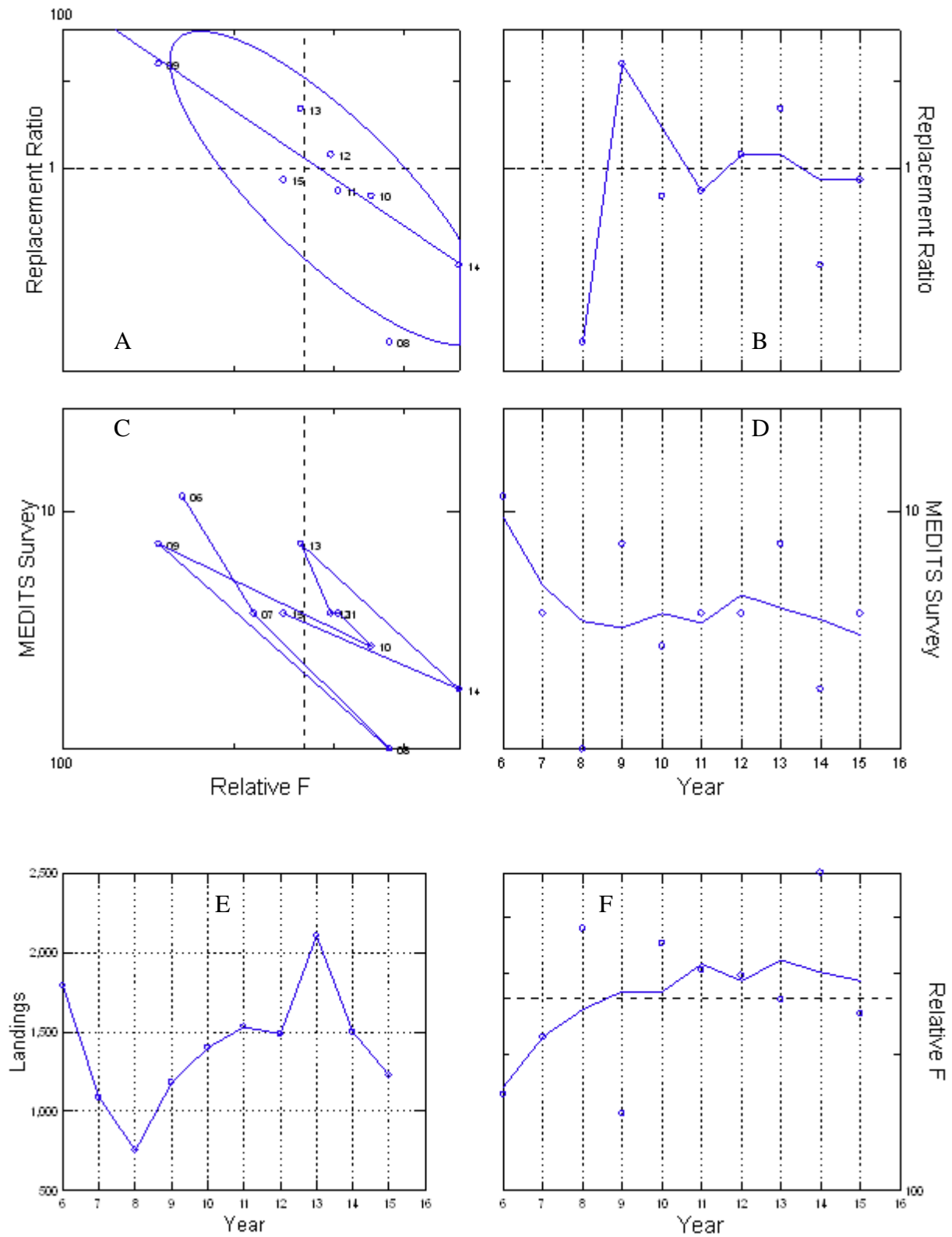


Figura (59). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Eledone cirrhosa* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

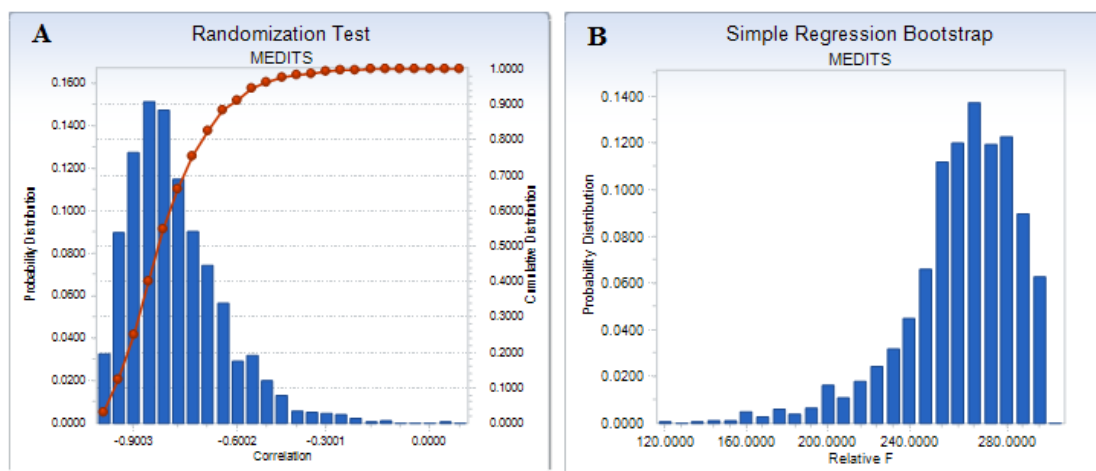


Figura (60). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootstrap (B) para *Eledone cirrhosa* del área GSA6 del Mediterráneo Español

3.3.15. *Octopus vulgaris*

A lo largo del período de estudio las capturas fueron disminuyendo a excepción del año 2011 en el que aumentaron para luego volver a disminuir. Su disminución hace que la F relativa disminuya y como consecuencia de esto a continuación el índice de abundancia aumente. Se muestra que en el gráfico de la tasa de reemplazo se superó al valor de 1.0 en 2009 y 2011, aproximándose al valor de 1.0 el resto de los años. En primer lugar el valor de la F relativa ha estado por encima de la $relF_{threshold}$ hasta 2012, desde ese año hasta el 2015 la tendencia es descendente. El gráfico de índice de abundancia y F relativa muestra que el stock está fluctuando a lo largo de los años, pasó de la zona de sobrepesca en 2006-2007 a la de alto riesgo en 2008 para acabar en la zona de equilibrio en 2013-2015. La relación entre (tasa de reemplazo vs. F relativa) es débil, porque la elipse es como un círculo, plot (A) (fig.61).

El valor de la correlación entre la relación de reemplazo y F relativo a igual a -0.38. La prueba de aleatorización para la correlación sugiere un nivel de significación de 0.84 (fig.62A). Un valor de F relativa = 190.21 corresponde a una tasa de sustitución de 1.0 que define la $relF_{threshold}$, con un certidumbre mayor de 0.12 (fig.62B).

En la tabla (5), se muestra los resultados del programa AIM con proyecciones a 3 años con una tasa de reposición= 1.05 con los diferentes percentiles, a un percentil de 95% las capturas se supone que van a aumentar llegando a 1311 T. mientras que a un percentil 50% las capturas van a estar sobre 1043 T, por tanto al calcular el ratio de las capturas entre 2016 y 2015 se obtiene un valor de 1.45.

***Octopus vulgaris* (Lag=2)**

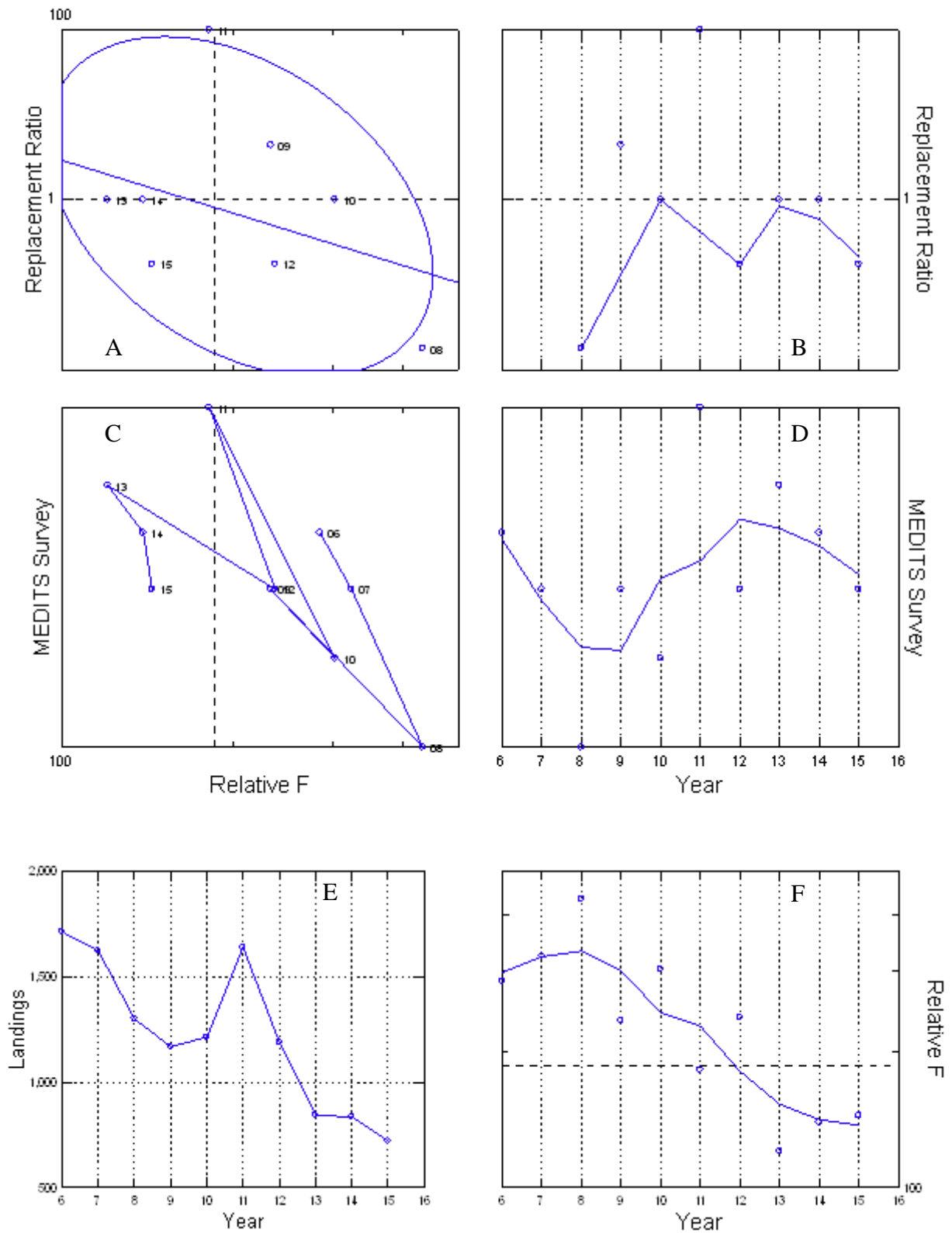


Figura (61). Seis plots de los resultados del AIM con el SYSTAT para *Octopus vulgaris* del área GSA6 del Mediterráneo Español desde 2006 a 2015

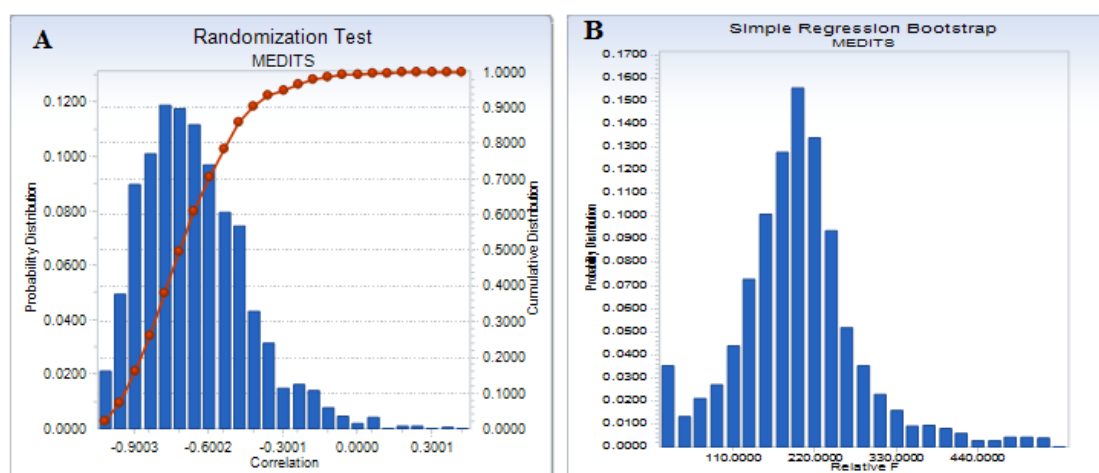


Figura (62). Los resultados del AIM de las pruebas de aleatorización (A) y de la regresión simple Bootsstrap (B) para *Octopus vulgaris* del área GSA6 del Mediterráneo Español

Todas las figuras anteriores, de seis plots muestran las tendencias de la biomasa relativa, los desembarcos, la tasa relativa de mortalidad por pesca y las tasas de reemplazo para todas las especies. Las líneas discontinuas horizontales representan tasas de reemplazo iguales a 1.0 en (A) y (B), relFthreshold en (F) y la biomasa relativa objetivo en (C) y (D). Las líneas verticales discontinuas en (A) y (C) representan relFthreshold derivados. Las líneas suaves en (B), (D) y (F) son con Lowess tensión = 0.5. La elipse de confianza en (A) tiene un nivel de probabilidad nominal de 0.68. La línea de regresión en (A) representa una regresión robusta usando la reducción de los residuos de bisquare.

Tabla (5). Proyecciones del AIM para las especies del estudio a 3 años (2016, 2017, 2018)

| | | | Percentil de captura a tasa de reemplazo = 1.05 | | | | | | | | | | Captura actual 2015 | Índice de capturas entre 2016 y 2015 |
|----|---------------------------------|------------------|---|------|------|------|------|------|------|--|--|------|------------------------|---|
| | Especies | Año del proyecto | 5 | 10 | 25 | 50 | 75 | 90 | 95 | | | | | |
| 1 | <i>Mullus barbatus</i> | 2016 | 1121 | 1155 | 1206 | 1270 | 1328 | 1385 | 1421 | | | 1.16 | | |
| | | 2017 | 1184 | 1228 | 1304 | 1397 | 1486 | 1577 | 1630 | | | | | |
| | | 2018 | 1259 | 1307 | 1404 | 1532 | 1666 | 1794 | 1866 | | | | | |
| | | 2016 | 756 | 771 | 815 | 856 | 897 | 931 | 948 | | | 1.03 | | |
| 2 | <i>Aristeus antennatus</i> | 2017 | 722 | 750 | 802 | 855 | 912 | 963 | 993 | | | | | |
| | | 2018 | 692 | 732 | 785 | 856 | 930 | 993 | 1037 | | | | | |
| | | 2016 | 1121 | 1188 | 1324 | 1465 | 1609 | 1720 | 1782 | | | 1.19 | | |
| | | 2017 | 1044 | 1156 | 1323 | 1534 | 1749 | 1953 | 2061 | | | | | |
| 3 | <i>Eledone cirrhosa</i> | 2018 | 1042 | 1149 | 1346 | 1583 | 1868 | 2152 | 2297 | | | | | |
| | | 2016 | 379 | 425 | 499 | 605 | 724 | 882 | 977 | | | 3.10 | | |
| | | 2017 | 331 | 382 | 493 | 637 | 829 | 1071 | 1239 | | | | | |
| | | 2018 | 305 | 364 | 483 | 679 | 953 | 1285 | 1502 | | | | | |
| 4 | <i>Illex coindetii</i> | 2016 | 1243 | 1276 | 1352 | 1446 | 1544 | 1651 | 1705 | | | 1.46 | | |
| | | 2017 | 1221 | 1275 | 1381 | 1517 | 1675 | 1825 | 1926 | | | | | |
| | | 2018 | 1221 | 1283 | 1410 | 1592 | 1789 | 1991 | 2126 | | | | | |
| | | 2016 | 1091 | 1164 | 1279 | 1442 | 1621 | 1852 | 1965 | | | 0.88 | | |
| 5 | <i>Merluccius merluccius</i> | 2017 | 1021 | 1104 | 1282 | 1508 | 1803 | 2172 | 2369 | | | | | |
| | | 2018 | 945 | 1064 | 1275 | 1570 | 1955 | 2382 | 2796 | | | | | |
| | | 2016 | 826 | 905 | 1013 | 1173 | 1346 | 1537 | 1616 | | | 2.11 | | |
| | | 2017 | 764 | 852 | 1014 | 1236 | 1488 | 1788 | 1953 | | | | | |
| 6 | <i>Micromesistius poulossou</i> | 2018 | 711 | 802 | 1020 | 1301 | 1636 | 2004 | 2288 | | | | | |
| | | 2016 | 914 | 934 | 978 | 1036 | 1098 | 1164 | 1211 | | | 2.74 | | |
| | | 2017 | 898 | 931 | 1001 | 1084 | 1184 | 1280 | 1341 | | | | | |
| | | 2018 | 903 | 951 | 1033 | 1136 | 1259 | 1392 | 1487 | | | | | |
| 7 | <i>Nephrops norvegicus</i> | 2016 | 847 | 884 | 952 | 1043 | 1144 | 1256 | 1311 | | | 1.45 | | |
| | | 2017 | 819 | 874 | 968 | 1092 | 1244 | 1397 | 1506 | | | | | |
| | | 2018 | 802 | 871 | 985 | 1151 | 1337 | 1552 | 1690 | | | | | |
| | | 2016 | 117 | 122 | 132 | 143 | 156 | 166 | 172 | | | 0.79 | | |
| 8 | <i>Parapenaeus longirostris</i> | 2017 | 113 | 120 | 135 | 152 | 169 | 186 | 196 | | | | | |
| | | 2018 | 111 | 121 | 137 | 160 | 183 | 204 | 219 | | | | | |
| | | 2016 | 393 | 414 | 452 | 501 | 552 | 604 | 634 | | | 1.19 | | |
| | | 2017 | 374 | 404 | 458 | 526 | 603 | 684 | 740 | | | | | |
| 9 | <i>Phycis blennoides</i> | 2018 | 351 | 393 | 463 | 555 | 654 | 755 | 831 | | | | | |
| | | 2016 | 494 | 506 | 530 | 558 | 587 | 613 | 631 | | | 1.31 | | |
| | | 2017 | 495 | 511 | 547 | 586 | 627 | 668 | 697 | | | | | |
| | | 2018 | 499 | 521 | 564 | 616 | 671 | 724 | 759 | | | | | |
| 10 | <i>Sepia officinalis</i> | 2016 | 339 | 350 | 368 | 391 | 416 | 442 | 460 | | | 1.02 | | |
| | | 2017 | 334 | 350 | 376 | 411 | 448 | 486 | 508 | | | | | |
| | | 2018 | 335 | 352 | 387 | 432 | 480 | 527 | 564 | | | | | |
| | | 2016 | 411 | 438 | 498 | 567 | 646 | 719 | 766 | | | 1.21 | | |
| 11 | <i>Trisopterus minutus</i> | 2017 | 375 | 417 | 489 | 595 | 716 | 830 | 919 | | | | | |
| | | 2018 | 359 | 401 | 495 | 623 | 770 | 947 | 1068 | | | | | |
| | | 2016 | 842 | 874 | 933 | 1006 | 1095 | 1182 | 1245 | | | 1.33 | | |
| | | 2017 | 810 | 859 | 953 | 1053 | 1190 | 1325 | 1427 | | | | | |
| 12 | <i>Squilla mantis</i> | 2018 | 809 | 867 | 971 | 1112 | 1279 | 1455 | 1586 | | | | | |
| | | 2016 | 842 | 874 | 933 | 1006 | 1095 | 1182 | 1245 | | | | | |
| | | 2017 | 810 | 859 | 953 | 1053 | 1190 | 1325 | 1427 | | | | | |
| | | 2018 | 809 | 867 | 971 | 1112 | 1279 | 1455 | 1586 | | | | | |

4. Discusión

El programa AIM se utiliza para evaluar las especies que no tienen los datos necesarios para poder evaluarlas con los métodos tradicionales. Para aplicar el paquete estadístico AIM, hay que tener dos tipos de datos (datos de captura e índices de abundancia). A la vez que se obtiene otros datos como esfuerzo pesquero (número de arrastreros, características de la flota número de mareas), había que utilizarlos para obtener una visión acerca de la pesquería del arrastre en la GSA6 durante el periodo 2006-2015.

Según los resultados se ve que la flota española de arrastre de fondo en la GSA6 ha experimentado un descenso en el esfuerzo pesquero a causa de la disminución en el número de sus unidades, por lo que los valores tanto de T.R.B como de número de días de pesca muestran un descenso de manera que menos arrastreros, menos días de pesca.

También se aprecia una reducción en la potencia de los motores observándose un ligero aumento en dicha potencia en los dos últimos años, se supone, que ello es debido a la reconversión de alguna embarcación que ha pasado de realizar su actividad cerca de costa a buscar caladeros más lejanos y con especies objetivo de valor económico mayor (principalmente crustáceos como la cigala, la gamba blanca o la gamba roja), por lo tanto el promedio de la eslora entre perpendiculares aumentó en los dos últimos años con un incremento como consecuencia directa de la reconversión de la flota a embarcaciones más grandes y potentes.

Las capturas y la CPUE al final del periodo estudiado aumentaron en el caso de la gamba roja, el salmonete de fango, el salmonete de roca, el rape negro, la gamba blanca, la galera, la brótola de fango y la sepia. Mientras que respecto a la merluza, la bacaladilla, el pulpo común, la cigala, el capellán, la pota y el pulpo blanco sus capturas y la CPUE bajaron los últimos años. Dicha disminución en las capturas aumentó el valor económico de esas especies.

A la vez que se ruende el AIM con los datos de entrada (capturas e índices de abundancia), nos salió una serie de relF, tasas de reemplazo y el valor de relF en el equilibrio ($\text{relF}_{\text{threshold}}$).

Lo que nos ayudó a entender cómo va el stock de cada especie es el grafico del seis plots. En el caso del salmonete de fango, la gamba roja, el rape negro, la sepia, la cigala, la brótola de fango, la bacaladilla y la galera, los últimos años el stock está en un caso de recuperación porque según los seis plots, la mortalidad por pesca relativa de dichas especies está por debajo de $\text{relF}_{\text{threshold}}$ (equilibrio), por lo que las tasas de reemplazo suyas están por encima del valor 1.0.

Por otro lado se encontró algunas especies que a causa del aumento de sus capturas no se da la oportunidad de recuperar, es decir alta relF hizo la tasa de reemplazo fue a un nivel por debajo del 1.0, como la pota, la merluza, el salmonete de roca, el capellán, la gamba blanca y el pulpo blanco, en otras palabras están en un caso de overfishing.

Una de los primeros aspectos a considerar en AIM es la importancia de la relación observada entre la tasa de crecimiento de la población (tasa de Reemplazo) y la F

relativa. Se espera que la correlación entre ellos sea negativa, es decir, los aumentos de relF inducirán a una reducción inicial en Ψ_t a medida que la población disminuya hasta un nuevo nivel de equilibrio compatible con un valor incrementado de relF. Por el contrario, una reducción de relF inducirá un aumento en el tamaño de la población y un aumento transitorio en Ψ_t seguido de un retorno gradual hacia 1.0 a medida que la población se aproxima a su nuevo nivel de equilibrio asociado con el valor disminuido de relF (NAFO, 2003).

En el caso de nuestro estudio, según la prueba de aleatorización, se ve que en todas las especies el valor de la correlación entre los dos variables (tasa de reemplazo y la F relativa) está muy cerca de -1 (correlación negativa), lo cual muestra que la relación entre los dos variables tiene un grado muy alto de coherencia, con excepción de la merluza y el pulpo común que tienen un valor de la correlación entre los dos variables de -0.49 y -0.38 respectivamente, por tanto la relación entre los dos variables no tiene un alto grado de coherencia.

Según las pruebas de aleatorización que se hacen con el AIM, nos sale el nivel de significación para cada especie y unos plots que muestran la incertidumbre de la estimación del valor de $relF_{threshold}$. Normalmente es deseable que el valor de significancia sea menor que 0.1. Esto significa que hay menos del 10% de probabilidad de que estos resultados se deban solamente al azar.

El valor de significación es muy alto en el caso de la merluza, el pulpo común y el rape negro, por tanto la imprecisión de la $relF_{threshold}$ sugiere que este modelo no es útil para el asesoramiento sobre capturas de esta especie, el modelo no encaja bien y tiene alta incertidumbre en la estimación de F al reemplazo.

Respecto a la pota, la gamba blanca, la sepia, la galera y el pulpo blanco, el nivel de significación es de 0.4, entonces la incertidumbre en el valor de F al reemplazo es moderada. En el caso de *Trisopterus minutus*, su probabilidad de ser sólo por casualidad es 24%, es decir la precisión de $relF_{threshold}$ es mediana.

El nivel de significación de la bacaladilla, la cigala, la brótola de fango y de la gamba roja es cerca de 0.1, por lo que la incertidumbre en $relF_{threshold}$ es relativamente baja.

De acuerdo con el salmonete de roca y el salmonete de fango son las únicas, que las relaciones entre la tasa de reemplazo y relF son estadísticamente significativas. En el caso del salmonete de roca, tiene un nivel de significación de 0.095, que es < 0.1 , por lo tanto, su precisión de F a la sustitución es alta. Mientras que el salmonete de fango, su nivel de significación es de 0.0280, por lo que la estimación de relF es muy precisa.

Cuando el valor de significación se hace muy grande, eso puede ser a causa de que el modelo no encaja muy bien con los datos, debido que el error de medición es demasiado alto, o que la señal no es fuerte. Por ejemplo, si la mortalidad por pesca es baja o no cambia mucho, el índice de abundancia no cambiará, por lo que no hay información sobre cómo cambiar la mortalidad por pesca. Por lo tanto teníamos que comparar nuestros resultados con resultados de métodos tradicionales de evaluación, a ver si el modelo funciona bien y para juzgar si la relación y el modelo en sí tiene sentido para estas poblaciones.

Para comparar, se necesita información externa. Por tanto sería valioso revisar las conclusiones de otras evaluaciones para algunas de las especies de nuestro estudio, que han sido evaluadas utilizando métodos tradicionales. Se necesita comparar los resultados obtenidos en la evaluación tradicional (L2AGE, XSA y Y/R) de alguna especie objetivo correspondiente a diferentes metiers (salmonete en el metier DEF y gamba roja en el metier DWS) evaluadas tanto en el seno del CGPM como en el seno del STECF con los resultados obtenidos con el programa AIM.

En el caso de la evaluación de la gamba roja (*Aristeus antennatus*) presentada en el CGPM (Esteban et al., 2016), según los resultados se ve que el reclutamiento a lo largo de la serie de datos analizados, muestra una leve tendencia ascendente. Respecto a la biomasa del stock reproductor (TOSSPBIO), se observa también un incremento positivo lo cual corrobora el aumento del número de reclutas que se incorpora al área de estudio. La Mortalidad por Pesca (F) “F_{BAR} 0-3” presenta fluctuaciones pero parece que la tendencia es claramente descendente. También los resultados dan una $F_{0.1}$ igual a **0.40**, mientras que $F_{\text{current}(2013-2015)}$ es **0.86**, por tanto el stock de la gamba roja muestra un cierto nivel de sobreexplotación. En el caso de los resultados del AIM se ve que también la mortalidad relativa está bajando, la tasa de renovación (reclutamiento en el caso de los métodos tradicionales) está aumentando y también los índices de abundancia están aumentando.

Con respecto al salmonete, el reclutamiento pese a las oscilaciones a lo largo de los años, muestra como tendencia un ligero descenso, contrastando con un incremento acusado en los valores de la biomasa total (TOTSPBIO). Como punto interesante observamos un descenso importante en los valores de la Mortalidad por Pesca (F_{Bar} 1-3) en el periodo 2006-2015 (Garcia et al., 2016). También los resultados dan una $F_{0.1}$ igual a **0.449**, mientras que $F_{\text{current}(2013-2015)}$ es **0.564**, por tanto en el stock se aprecia que el valor de F_{current} se está acercando al valor de $F_{0.1}$. Según la evaluación utilizando AIM, los resultados dicen que relF está bajando los últimos años, por otro lado la tasa de reemplazo y los índices de abundancia estaban aumentando.

La relF no es necesariamente un indicador adecuado de la tasa de pesca asociada al rendimiento máximo sostenible (F_{MSY}), ya que $\text{relF}_{\text{threshold}}$ sólo estima la tasa de mortalidad promedio a la que el stock fue capaz de reemplazarse (Rago y Legault, 2009). El estado de overfishing ocurre cuando un stock siendo explotado a una velocidad demasiado alta. Una población se considera en un caso de overfished cuando la abundancia está por debajo de algún nivel deseado, como la biomasa al máximo rendimiento sostenible. AIM sólo proporciona información sobre overfishing, entonces no se puede saber el caso overfished como los otros modelos (métodos tradicionales).

En ambos casos, tanto con la especie *Aristeus antennatus* como con *Mullus barbatus* tras comparar los resultados obtenidos con los métodos de evaluación clásicos (L2AGE y XSA) y los resultados del programa AIM, los valores de Reclutamiento-Replacement ratio y los valores de F_{Bar}- relF muestran tendencias similares. En el caso del Reclutamiento-Replacement muestra una tendencia ascendente y en el caso F_{Bar}- relF la tendencia es descendente.

El haber seleccionado *Mullus barbatus* y *Aristeus antennatus* para comparar los resultados del XSA con los del AIM, ha sido para ver si había diferencias en los

resultados de una especie de plataforma como es el salmonete y una especie de talud como es la gamba roja. También tras la revisión se encontró que solo ellas que se evalúan hasta la actualidad (2015), mientras que el rape, la bacaladilla y la cigala no tiene evaluaciones en los últimos años.

Otro aspecto que puede apoyar nuestras evaluaciones con el AIM, son los diagramas de seis plots del SYSTAT para cada especie, que muestran los resultados del AIM. Dichas graficas de los 6 plots, proporcionan una gran cantidad de información sobre las relaciones subyacentes entre los datos. Sobre todo, al mirar a los 6 plots de nuestras especies, se ve que cuando la F relativa aumenta a un valor por encima de $relF_{threshold}$, la tasa de reemplazo (replacement ratio) va bajando a un nivel menor del 1.0 (equilibrio), mientras que cuando el valor de la F relativa baja a un nivel por debajo de la $relF_{threshold}$ la tasa de reemplazo aumenta a un valor mayor de 1.0. Por tanto suponemos que el modelo evalúa bien el stock.

Por tanto, como conclusión, se supone que, podemos utilizar los resultados obtenidos con el programa AIM para dar una idea acerca del estado actual de explotación de las especies demersales seleccionadas de las cuales no se dispone de toda la información necesaria (parámetros biológicos, distribuciones de tallas, etc.) para evaluarlas por los métodos tradicionales. También los resultados del AIM mostraron un fuerte acuerdo con las evaluaciones basadas en la edad para doce especies de peces de fondo de Nueva Inglaterra. El desempeño de AIM en relación con las evaluaciones basadas en la edad más complejas y en las pruebas de simulación confía en que puede utilizarse para proporcionar asesoramiento de gestión (Rago y Legault, 2009).

Bootstrap Plots nos dará la incertidumbre de la F relativa en el punto de equilibrio. En el estudio actual, al observar dichos plots, se ve que el valor de la F relativa en el equilibrio en todos los casos tiene una gran probabilidad de ser verdadera. En otras palabras el valor de $relF_{threshold}$, que ha estimado el AIM tiene gran certidumbre de ser precisa. El valor de $relF_{threshold}$ es el nivel que se aplica a las capturas y al reclutamiento para mejorar el estado del stock. Según el programa AIM obtenemos dicho valor para cada especie como hemos visto en los resultados.

Se calcularon las proyecciones de captura bajo la suposición de que sería deseable tener una F relativa ligeramente inferior a la F relativa de reemplazo ($relF_{threshold}$), que se denominaría " $relF_{target}$ ". En otras palabras, si pescas menos intensamente, dejas alguna capacidad para que la población crezca en los años subsiguientes. En los resultados hay una tabla (tab.5), que muestra dichas proyecciones para los siguientes tres años. Según estos resultados se ve que al tener un nivel de F por debajo de la $relF_{threshold}$, las capturas aumentan de forma muy clara, como ejemplo en el caso de la pota y la cigala, el índice entre las capturas del 2016 y ella misma en 2015, dice que si se aplica F relativa ligeramente inferior al F en la sustitución, las capturas van a aumentar 3 veces. Mientras que hay algunas especies que sus capturas parecen no aumentar mucho el primer año del proyecto como la gamba roja y el pulpo blanco.

5. Conclusiones

El método AIM es una herramienta útil para examinar el estado de las poblaciones cuando los datos son limitados. Básicamente se permite examinar la relación entre una estimación de crecimiento de la población (tasa de reemplazo) y una medida de la tasa de explotación (F relativa). Si la F relativa es demasiado alta, entonces se espera que la tasa de reemplazo sea inferior a 1.0. Si la F relativa es baja, entonces la población puede crecer. También es útil para construir puntos de referencia basados en índices de abundancia relativa y capturas totales.

Las pruebas de aleatorización sugieren que muchas de las relaciones entre la tasa de reemplazo y $relF$ no son estadísticamente significativas, con excepción del Salmonete de roca y el Salmonete de fango, que sí son relaciones significativas. En la mayoría de los casos no se desearía utilizar un modelo que tuviera una alta probabilidad de ser debido al azar solo o uno que tuviera una gran imprecisión en la estimación de $relF_{threshold}$, por lo tanto debíamos comparar los resultados nuestros con los resultados de los métodos tradicionales para ver si hay mucha diferencia o no. Tras la comparación, se aprecia que los resultados obtenidos son bastante parecidos, por lo que estimamos que se puede utilizar el AIM para dar una idea sobre el estado de un stock, que no falta datos para poder evaluarlo con los métodos tradicionales.

Con la aplicación del AIM, la mayoría de las especies seleccionadas, en los últimos años $relF$ va bajando por lo que la tasa de reemplazo va subiendo. Esta disminución de la mortalidad por pesca relativa puede ser consecuencia de las medidas de gestión que se están llevando a cabo en los últimos años como puede ser una reducción del esfuerzo pesquero, el cambio de malla rómbica a cuadrada así como también la implantación de vedas temporales a lo largo del año. Todo esto, a excepción de la pota, la merluza, la gamba blanca, el salmonete de roca, el capellán y el pulpo blanco, que se ve al final del periodo del estudio la $relF$ es mayor de $relF_{threshold}$. Entonces parece que la mayoría de nuestras especies están recuperando, excepto a las otras cinco especies, que parecen en un estado de overfishing. Normalmente, cuando aumenta $relF$ hace la tasa de reemplazo va bajando, eso debido de que el valor alto de capturas aumenta la mortalidad por pesca relativa a un nivel por encima del $relF_{threshold}$, que afecta a la tasa de reemplazo (no podía estar en el equilibrio).

En cuanto a las desventajas de este método cuando se encuentra con datos deficientes (breves, ruidosos o series de tiempo cortas), es que no da estimaciones fiables del estado de la población. Los datos no informativos (demasiado ruido en el índice de abundancia) o el sesgo sistemático en los datos, hacen que estos métodos no sean fiables (Geromont y Butterworth, 2015). Como recomendación y para asegurar que el modelo funciona en este caso de estudios, se debería aplicar las series históricas a examinar, a 25 ó 30 años. La incorporación de datos adicionales será útil en términos de proporcionar contexto para las conclusiones. Pueden utilizarse estos datos para justificar sus opciones de parámetros de suavizado y cualquier cambio en la captura promedio.

Bibliografia

- Abelló, P., & Sardá, F. (1989). Some observations on the biology and fishery of *Squilla* mantis L. in the Catalan area (NW Mediterranean). *Biology of stomatopods*, 229-239.
- Abelló, P., Carbonell, A., & Torres, P. (2002). Biogeography of epibenthic crustaceans on the shelf and upper slope off the Iberian Peninsula Mediterranean coasts: implications for the establishment of natural management areas. *Scientia Marina*, 66(S2), 183-198.
- Anonimous, 1997. Report of the Study Group on Life Histories of Nephrops. ICES. CM 1997/K:4, Assess.:1-5.
- Benchoucha, S., Berraho, A., Bazairi, H., Katara, I., Benchrifi, S., & Valavanis, V. D. (2008). Salinity and temperature as factors controlling the spawning and catch of *Parapenaeus longirostris* along the Moroccan Atlantic Ocean. *Hydrobiologia*, 612(1), 109-123.
- Ben-Tuvia, A., 1990. Mullidae. p. 827-829. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2.
- Boletzky, S.V., 1983. *Sepia officinalis*. In: Boyle, P.R. (Ed.), *Cephalopod Life Cycles*. Academic Press, London.
- Brooks, E. N., Powers, J. E., & Cortés, E. (2009). Analytical reference points for age-structured models: application to data-poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fsp225.
- Caddy, J. F. (2004). Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(8), 1307-1324.

- Cartes, J. (1991). Análisis de las comunidades y estructura trófica de los crustáceos decápodos batiales del Mar Catalán. Universidad Politécnica de Catalunya (Doctoral dissertation, Tesis doctoral. 627 pp).
- Caruso, J.H., 1986. Lophiidae. p. 1362-1363. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, Volume 3. Unesco, Paris.
- Chapman, C. J., & Howard, F. G. (1988). Environmental influences on Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) populations and their implications for fishery management. In Symposium of the Zoological Society of London (Vol. 59, pp. 343-353).
- Chrysafi, A., & Kuparinen, A. (2015). Assessing abundance of populations with limited data: Lessons learned from data-poor fisheries stock assessment. *Environmental Reviews*, 24(1), 25-38.
- Cohen, D.M., Inada, T., Iwamoto, T., and Scialabba, N. 1990. FAO species catalogue. Vol. 10. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. FAO Fish. Synop. 125(10). Rome: FAO. 442 p.
- Denis, V., & Robin, J. P. (2001). Present status of the French Atlantic fishery for cuttlefish (*Sepia officinalis*). *Fisheries Research*, 52(1), 11-22.
- Dick, E. J., & MacCall, A. D. (2011). Depletion-Based Stock Reduction Analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. *Fisheries Research*, 110(2), 331-341.
- Dos Santos, A. (1998). On the occurrence of larvae of *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) off the Portuguese coast. *Journal of Natural History*, 32(10-11), 1519-1523.
- Dowling, N. A., Dichmont, C. M., Haddon, M., Smith, D. C., Smith, A. D. M., & Sainsbury, K. (2015). Empirical harvest strategies for data-poor fisheries: A review of the literature. *Fisheries Research*, 171, 141-153.

- Duarte, R., Azevedo, M., Landa, J., & Pereda, P. (2001). Reproduction of anglerfish (*Lophius budegassa* Spinola and *Lophius piscatorius* Linnaeus) from the Atlantic Iberian coast. *Fisheries Research*, 51(2), 349-361.
- Dunn, M. R. (1999). Aspects of the stock dynamics and exploitation of cuttlefish, *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758), in the English Channel. *Fisheries Research*, 40(3), 277-293.
- Barcala, E., García, M., Perez-Gil, J. L., and Carrasco, N. (2007). A preliminary Stock Assessment of Monkfish (*Lophius budegassa* Spinola, 1807) from the trawl fishery off the geographical sub-area 06 (Eastern Spain, Santa Pola Port).
- Esteban, A. (2012). Stock assessment of *Aristeus antennatus* GSA 06 (Northern Spain).
- Esteban, A; Fernandez, A. & Perez Gil, J.L. (2014). Stock assessment of *Aristeus antennatus* GSA 06 (Northern Spain).
- Esteban et al., 2015. Estado de los recursos pesqueros en el Mediterráneo español. Informe.
- Esteban, A. et al, 2016. Stock assessment of red shrimp *Aristeus antennatus* in the GSA06 northern Spain (1996 – 2015). GFCM/CGPM working group on stock assessment of demersal species Rome (Italy).
- Fernández, A. M. (2010). SAC GFCM Sub-Committee on Stock Assessment (*Mullus barbatus* – MUT).
- Fernández, A. M. (2011). SAC GFCM - Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA) (*Mullus barbatus* – MUT).
- Fernández, A. M.; Perez Gil, J. L.; Esteban, A. (2008). Stock assessment of *Mullus barbatus* from GSA06 northern Spain.
- Fernández, A. M; A. Esteban, A. & Pérez Gil, J. L. (2014). Stock assessment of *Mullus barbatus* GSA 06 (Northern Spain).

- Figueiredo, M.J. – 1989. Distribuição batimétrica do Lagostim e espécies associadas de interessa comercial, ao longo da costa continental portuguesa. Relatorios Técnicos Científicos do Instituto Nacional de Investigação das Pescas. 12: 53 pp. Lisboa.
- Frogia, C. A. R. L. O. (1982). Contribution to the knowledge of the biology of *Parapenaeus longirostris* (Lucas)(Decapoda, Penaeoidea). Quad. lab. tecnol. Pesca, 3(2-5), 163-168.
- Garcia, S., 1995. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. In: Technical Consultant on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions), Lysekil, Sweden, 6–13 Jun.
- Garcia, E. et al., 2016. Stock assesement of *Mullus barbatus* in the GSA06 (1996-2015) GFCM/CGPM working group on stock assesement of demersal species Rome (Italy).
- García-Rodríguez, M. (2003a). Characterisation and standardisation of a red shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), fishery off the Alicante gulf (SE Spain). Sci. Mar., 67(1): 63-74.
- García-Rodríguez, M. (2003b). La gamba roja “*Aristeus antennatus*” (Risso, 1816) (crustacea, decapoda): distribución, demografía, crecimiento, reproducción y explotación en el Golfo de alicante, canal de ibiza y golfo de vera. Tesis doctoral, Universidad de Madrid, Madrid.
- García-Rodríguez, M., Pereda, P., Landa, J., & Esteban, A. (2005). On the biology and growth of the anglerfish *Lophius budegassa* Spinola, 1807 in the Spanish Mediterranean: a preliminary approach. Fisheries research, 71(2), 197-208.
- García-Rodríguez, M., Pérez-Gil, J.L, Esteban, A., Barcala, E., and Carrasco, N. (2007a). Assessment of European hake (*Merluccius merluccius*) in the GFCM - GSA06 (Northern Spain).

- García-Rodríguez, M., Pérez-Gil, J. L., Esteban, A., Carrasco, N., and Carbonell, A. (2007b). Stock assessment of red shrimp (*Aristeus antennatus*) exploited by the Spanish trawl fishery (1996–2006) in the Geographical Sub-Area 06 (Northern Spain).
- García-Rodríguez M., Pérez-Gil, J. L., Esteban, A., Barcala, E., and Carrasco, N. (2008a). Assessment of Deep-water pink shrimp *Parapenaeus longirostris* for the trawl fishery of the geographical sub-area Northern Spain GSA – 6.
- García-Rodríguez M., Pérez-Gil, J. L., Esteban, A., Barcala, E., and Carrasco, N. (2008b). Assesment of hake (*Merluccius merluccius*) in the GFCM -GSA06.
- García-Rodríguez M., Fernández, A., Pérez-Gil, J., and Esteban, A. (2010). SAC GFCM - Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA) (*Merluccius merluccius* – HKE).
- Geromont, H.F., & Butterworth, D.S. (2014). Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. ICES Journal of Marine Science, 72:251-261.
- Geromon, H.F., and Butterworth, D.S. 2015. A Review of assessment methods and the development of management procedures for data-poor fisheries. FAO.
- Goñi, R., Adlerstein, S., Alvarez, F., García, M., Sánchez, P., Sbrana, M., ... & Viva, C. (2004). Recruitment indices of European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus 1758), in the Northwest Mediterranean based on landings from bottom-trawl multispecies fisheries. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 61(5), 760-773.
- Goodall, C. (1983). M-estimators of location: An outline of the theory (Vol. 5). New York: Wiley.
- Gorelli G., Sardá F., Company J.B. (2012). Stock assessment of *Aristeus antennatus* GSA 06 (Northern Spain).
- Goren, M. E. N. A. C. H. E. M., & Galil, B. S. (2014). A checklist of the deep sea fishes of the Levant Sea, Mediterranean Sea. Zootaxa, 3994(4), 507-530.

- Grosslein, M. D., & Laurec, A. (1982). Bottom trawl surveys design, operation and analysis. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Guerra, A. (1981). Spatial distribution pattern of *Octopus vulgaris*. *Journal of zoology*, 195(1), 133-146.
- Guerra, A., 1992. Mollusca, Cephalopoda. In: M.A. Ramos (Editor), *Fauna Iberica*, Vol. 1. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, 327 pp.
- Guerra, Á., & Castro, B. G. (1988). On the life of *Sepia officinalis* (Cephalopoda, Sepioidea) in the Ria de Vigo (NW Spain). *Cahiers de biologie marine*, (3).
- Haddon, M. (2012). *Modeling and quantitative methods in fisheries*. New York, NY: Chapman and Hall Inc.
- Hilborn, R., & Walters, C. J. (1992). Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2(2), 177-178.
- Hislop, J. R., Gallego, A., Heath, M. R., Kennedy, F. M., Reeves, S. A., & Wright, P. J. (2001). A synthesis of the early life history of the anglerfish, *Lophius piscatorius* (Linnaeus, 1758) in northern British waters. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 58(1), 70-86.
- Honey, K. T., Moxley, J. H., & Fujita, R. M. (2010). From rags to fishes: data-poor methods for fishery managers. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions*, 1(978), 159-184.
- Hureau, J.-C., 1986. Mullidae. p. 877-882. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. Vol. 2.
- ICES. 2012. Report on the Classification of Stock Assessment Methods developed by SISAM. ICES CM2012/ACOM/SCICOM: 01. 15 pp.
- Jardas, I. (1996). *Jadranska ihtiofauna*. Školska knjiga dd, Zagreb, 523 pp.

- Kelly, C. J., & Codling, E. A. (2006). 'Cheap and dirty' fisheries science and management in the North Atlantic. *Fisheries Research*, 79(3), 233-238.
- Klaer, N. L., Wayte, S. E., & Fay, G. (2012). An evaluation of the performance of a harvest strategy that uses an average-length-based assessment method. *Fisheries Research*, 134, 42-51.
- Lembo, G., Silecchia, T., Carbonara, P., Acrivulis, A., & Spedicato, M. T. (1999). A geostatistical approach to the assessment of the spatial distribution of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the central-southern Tyrrhenian Sea. *Crustaceana*, 72(9), 1093-1108.
- Leslie, P. H. (1945). On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika*, 33(3), 183-212.
- Leslie, P. H. (1948). Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika*, 35(3-4), 213-245.
- Levi, D., Andreoli, M. G., & Giusto, R. M. (1995). First assessment of the rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the central Mediterranean. *Fisheries Research*, 21(3-4), 375-393.
- Lewis, E.G. 1942. On the generation and growth of a population. *Sankhyā*, 6:93–96.
- Lloris, D., & Matallanas, J. (2005). Hakes of the World (Family Merlucciidae): an annotated and illustrated catalogue of hake species known to date (No. 2). Food & Agriculture Org.
- Lotka, A. J. (1907). Relation between birth rates and death rates. *Science*, 26(653), 21-22.
- MacCall, A. D. (2009). Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66(10), 2267-2271.

- Machias, A., Somarakis, S., & Tsimenides, N. (1998). Bathymetric distribution and movements of red mullet *Mullus surmuletus*. *Marine Ecology Progress Series*, 166, 247-257.
- Mangold, K., 1987. Reproduction. In: P.R. Boyle (ed.) *Cephalopod life cycles*. Vol. II. Academic Press, London, pp 157-200.
- Mangold, K., & Boletzky, S. V. (1973). New data on reproductive biology and growth of *Octopus vulgaris*. *Marine Biology*, 19(1), 7-12.
- Mangold-Wirz, K. (1963). *Biologie des céphalopodes benthiques et nectoniques de la Mer Catalane*. *Vie Milieu (Suppl.)*, 13, 1-285.
- Martín, P. M. (1991). *Dinámica de la pesquería de arrastre en Cataluña*. Universitat de Barcelona.
- Matarrese, A., D'onghia, G., Basanisi, M., & Mastrototaro, F. (1998). Spawning and recruitment of *Phycis blennoides* (Phycidae) from the north western Ionian Sea (middle eastern Mediterranean). *Italian Journal of Zoology*, 65(S1), 203-209.
- Maynou, F., Lleonart, J., & Cartes, J. E. (2003). Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Fisheries Research*, 60(1), 65-78.
- Maynou, F., Abelló, P., & Sartor, P. (2004). A review of the fisheries biology of the mantis shrimp, *Squilla mantis* (L., 1758) (Stomatopoda, Squillidae) in the Mediterranean. *Crustaceana*, 77(9), 1081-1099.
- MEDITS working group (2013). *MEDITS. International bottom trawl survey in the Mediterranean. Instruction manual. Version 7*.
- Miller, T., Muller, R., O'Boyle, B., & Rosenberg, A. (2009). Report by the peer review panel for the Northeast data poor stocks working group. Woods Hole (MA): Northeast Fisheries Science Center. Report for the Data Poor Assessment Working Group.

- Murua, H., & Saborido-Rey, F. (2003). Female reproductive strategies of marine fish species of the North Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic fishery science*, 33(1), 23-31.
- Murua, H., & Motos, L. (2006). Reproductive strategy and spawning activity of the European hake *Merluccius merluccius* (L.) in the Bay of Biscay. *Journal of Fish Biology*, 69(5), 1288-1303.
- Muus, B.J. and J.G. Nielsen, 1999. Sea fish. *Scandinavian Fishing Year Book*, Hedehusene, Denmark. 340 p.
- Mytilineou, C., Politou, C. Y., Papaconstantinou, C., Kavadas, S., Donghia, G., & Sion, L. (2005). Deep-water fish fauna in the Eastern Ionian Sea. *Belgian Journal of Zoology*, 135(2), 229.
- NAFO. 2003. Report of NAFO Scientific Council Workshop on the Precautionary Approach to Fisheries Management, MARCH/APRIL 2003. NAFO SCS Doc. 03/05, Serial No. N4805.
- Newman, K., Buckland, S. T., Morgan, B., King, R., Borchers, D. L., Cole, D., ... & Thomas, L. (2014). *Modelling population dynamics*. Springer.
- Nigmatullin, C. M. (1989). Las especies de calamar más abundantes del Atlántico Sudoeste y sinopsis sobre la ecología del calamar (*Illex argentinus*). *Frente Marítimo*, 5(2), 71-81.
- Ocean Biogeographic Information System, 2006. OBIS-extracted Depth Data. Harvested by E.Agbayani July 2006 at www.iobis.org.
- Pérez-Gil, J. L., García-Rodríguez, M., Esteban, A., Barcala, E., and Carrasco, N. (2007). Assessment of Deep-water pink shrimp *Parapenaeus longirostris* from the trawl fishery off the geographical sub-area Northern Spain GSA - 06.
- Pérez-Gil, J. L., García-Rodríguez, M., Fernández, A.M., and Esteban, A. (2010). Assessment of Deep-water pink shrimp (*Parapenaeus longirostris* - DPS) from 06 - Northern Spain.

- Pérez-Gil J. L., Quintanilla Luis, Herrera Ester and Vivas Miguel (2011). SAC GFCM - Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA) (*Parapenaeus longirostris* – DPS).
- Pérez-Gil J., Quintanilla Luis, Herrera Ester and Vivas Miguel (2012). Stock assessment of *Parapenaeus longirostris* GSA 06 (Northern Spain).
- Pérez Gil, J.; Quintanilla, L. F; Fernández, A. M, Herrera, E. and Vivas, M. (2014a). Stock assessment of *Parapenaeus longirostris* GSA 06 (Northern Spain).
- Pérez Gil, J., Quintanilla, L. Fernández, A. Esteban, A and García, E. (2014b). Stock assessment of *Merluccius merluccius* GSA 06 (Northern Spain).
- Pérez-Gil J., Herrera E., and Vivas M. (2015). Stock assessment of *Parapenaeus longirostris* GSA 06 (Northern Spain).
- Pérez-Losada, M., Guerra, Á., & Sanjuan, A. (1999). Allozyme differentiation in the cuttlefish *Sepia officinalis* (Mollusca: Cephalopoda) from the NE Atlantic and Mediterranean. *Heredity*, 83(3), 280-289.
- Petitgas, P. (2009). The CUSUM out-of-control table to monitor changes in fish stock status using many indicators. *Aquatic Living Resources*, 22(2), 201-206.
- Pilling, G. M., Apostolaki, P., Failler, P., Floros, C., Large, P. A., Morales-Nin, B., ... & Tsikliras, A. C. (2009). Assessment and management of data-poor fisheries. *Advances in fisheries science*, 50, 280-305.
- Quinn, T. J., & Deriso, R. B. (1999). *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York. 654 pp.
- Rago, P. J. 2008a. NMFS Fisheries Toolbox: An Index Method (AIM). NOAA/NMFS. Available at: <http://nft.nefsc.noaa.gov/AIM.html>. (April 2009).
- Rago, P. J. 2008b. Overview of Current Biological Reference Point Methods and Estimates for Multispecies Groundfish in the Northeast US Draft Working Paper in Support of GARM Reference Points Meeting 4.1. Woods Hole, MA 28 April – 2 May:8pp

- Rago, P.J., Legault, C. 2009. Application of An Index Method (AIM) to Data Rich Situations: Can Simple Methods Capture Major Features of Complex Assessments?. Unpublished manuscript.
- Recasens, L., Lombarte, A., Morales- Nin, B., & Tores, G. J. (1998). Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of fish biology*, 53(2), 387-401.
- Relini, L. O., Papaconstantinou, C., Jukic-Peladic, S., Souplet, A., de Sola, L. G., Piccinetti, C., ... & Rossi, M. (2002). Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius* *smiridus* Rafinesque, 1810)(Osteichthyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Scientia Marina*, 66(S2), 21-38.
- Relini, L. O., Mannini, A., Fiorentino, F., Palandri, G., & Relini, G. (2006). Biology and fishery of *Eledone cirrhosa* in the Ligurian Sea. *Fisheries Research*, 78(1), 72-88.
- Restrepo, V. R., Thompson, G. G., Mace, P. M., Gabriel, W. L., Low, L. L., MacCall, A. D., ... & Witzig, J. F. (1998). Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-31, 1-54.
- Ribeiro Cascalho, A., & Arrobas, I. (1987). Observations on the biology of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) from the south coast of Portugal. *Investigacion Pesquera* (Spain).
- Riede, K. (2004). Global register of migratory species: from global to regional scales: final report of the R&D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation.
- Rochet, M. J., & Trenkel, V. M. (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(1), 86-99.

- Rodríguez, M. G., & Esteban, A. (1999). On the biology and fishery of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816),(Decapoda, Dendrobranchiata) in the Ibiza channel (Balearic Islands, Spain). *Scientia Marina*, 63(1), 27-37.
- Rosenberg, A. A., Fogarty, M. J., Cooper, A. B., Dickey-Collas, M., Fulton, E. A., Gutiérrez, N. L., ... & Minte-Vera, C. (2014). Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Sánchez, P. (1981). Características bioecológicas de *Illex coindetii* (Vérany, 1837) en el mar Catalán. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, 219-219.
- Sánchez, P. (1982). Régimen alimentario de *Illex coindetii* (Verany, 1837) en el mar Catalán. *Inv. Pesq*, 46(3), 443-449.
- Sánchez, P. (1984). Determinación de la edad y de los parámetros del crecimiento de *Illex coindetii* (Verany, 1837) en el mar Catalán (Mediterráneo occidental). *Inv. Pesq*, 48(1), 59-70.
- Sardá, F. (1983). El proceso de regeneración de quelas en la cigala *Nephrops norvegicus* (L.). *Inv. Pesq.*, 47 (1): 113-123.
- Sardà, F. (1995). A review (1967-1990) of some aspects of the life history of *Nephrops norvegicus*. In ICES marine science symposia (Vol. 199, pp. 78-88). Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea, 1991-.
- Sardà, F., & Demestre, M. (1987). Estudio biológico de la gamba *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) en el Mar Catalán (NE de España).
- Silva, L., Sobrino, I., & Ramos, F. (2002). Reproductive biology of the common octopus, *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda: Octopodidae) in the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Bulletin of Marine Science*, 71(2), 837-850.
- SISAM. 2012. Report on the classification of stock assessment methods developed by SISAM. ICES CM 2012/ACOM/SCICOM:01. 15 pp.

- Sobrinho, I., & García, T. (1994). Biology and fishery of the deepwater rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846), from the Atlantic Moroccan coast. *Scientia Marina (Espana)*.
- Svetovidov, A.N., 1986. Gadidae. p. 680-710. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. vol. 2.
- Tangerini, P. and E. Arneri (1984). Biological data collected during the Pipeta expeditions on the poor cod, *Trisopterus minutus capelanus* (Risso), in the Adriatic Sea. *FAO Fish Rep.* 290, 155-159.
- Tom, M., Goren, M., & Ovadia, M. (1988). The benthic phase of the life cycle of *Parapenaeus longirostris* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) along the Mediterranean coast of Israel. *Hydrobiologia*, 169(3), 339-352.
- Trenkel, V. M., & Rochet, M. J. (2003). Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(1), 67-85.
- Tsimenidis, N. C. H., & Ondrias, J. (2016). Growth studies on the angler-fishes *Lophius Piscatorius* L. 1758 and *Lophius Budegassa* Spinola, 1807 in Greek waters.
- Tursi, A., Matarrese, A., D'Onghia, G., & Sion, L. (1994). Population biology of red mullet (*Mullus barbatus* L.) from the Ionian Sea. *Marine Life*, 4(2), 33-43.
- Ünlüoğlu, A. (2015). Some Aspects of the Reproductive Biology of Poor Cod (*Trisopterus minutus capelanus* Lacépède, 1800) in Edremit Bay (the North-Eastern Aegean Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 15(4), 805-812.
- Wayte, S. E., & Klaer, N. L. (2010). An effective harvest strategy using improved catch-curves. *Fisheries Research*, 106(3), 310-320.

Wetzel, C. R., & Punt, A. E. (2011). Model performance for the determination of appropriate harvest levels in the case of data-poor stocks. *Fisheries Research*, 110(2), 342-355.

Wiedenmann, J., Wilberg, M. J., & Miller, T. J. (2013). An evaluation of harvest control rules for data-poor fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 33(4), 845-860.

REFERENCIA ELECTRÓNICA

<http://www.fao.org/gfcm/background/about/es/>

<http://www.sibm.it/SITO%20MEDITS/principaleprogramme.htm>

[https://en.wikipedia.org/wiki/SYSTAT_\(software\)](https://en.wikipedia.org/wiki/SYSTAT_(software))

<http://nft.nefsc.noaa.gov>

P.A.-Jose Maria Bellido

Rehab Farouk



El Máster Internacional en GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE está organizado conjuntamente por la Universidad de Alicante (UA), el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), a través de la Secretaría General de Pesca (SGP), y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM), a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

El Máster se desarrolla a tiempo completo en dos años académicos. Tras completar el primer año (programa basado en clases lectivas, prácticas, trabajos tutorados, seminarios abiertos y visitas técnicas), durante la segunda parte los participantes dedican 10 meses a la iniciación a la investigación o a la actividad profesional realizando un trabajo de investigación original a través de la elaboración de la Tesis Master of Science. El presente manuscrito es el resultado de uno de estos trabajos y ha sido aprobado en lectura pública ante un jurado de calificación.

The International Master in SUSTAINABLE FISHERIES MANAGEMENT is jointly organized by the University of Alicante (UA), the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment (MAGRAMA), through the General Secretariat of Fisheries (SGP), and the International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM), through the Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza (IAMZ),

The Master is developed over two academic years. Upon completion of the first year (a programme based on lectures, practicals, supervised work, seminars and technical visits), during the second part the participants devote a period of 10 months to initiation to research or to professional activities conducting an original research work through the elaboration of the Master Thesis. The present manuscript is the result of one of these works and has been defended before an examination board.